



Universidade dos Açores

Departamento de Ciências Agrárias

Mestrado em Engenharia do Ambiente

Impacte de *Pittosporum undulatum* na vegetação natural dos Açores:

O estudo de um caso na ilha Terceira



Proponente:

Sara Andreia Freitas de Lima Silveira

Orientador:

Prof. Doutor Rui Miguel Pires Bento da Silva Elias

Índice

1. Introdução geral	pg. 3
1.1. Bibliografia	pg. 11
2. Padrão de invasão de <i>Pittosporum undulatum</i> na Malha Grande	
2.1. Introdução	pg. 14
2.2. Metodologia	pg. 17
2.3. Resultados	pg. 19
2.4. Discussão	pg. 22
2.5. Bibliografia	pg. 23
3. Consequências da invasão no Mato Pioneiro de <i>Juniperus-Erica</i>	
3.1. Introdução	pg. 26
3.2. Metodologia	pg. 31
3.3. Resultados	pg. 33
3.4. Discussão	pg. 37
3.5. Bibliografia	pg. 38
4. Erradicação de <i>Pittosporum undulatum</i> em parcelas experimentais	
4.1. Introdução	pg. 41
4.2. Metodologia	pg. 43
4.3. Resultados	pg. 44
4.4. Discussão	pg. 47
4.5. Bibliografia	pg. 49

5. Conclusões finais	pg. 50
6. Propostas para um plano estratégico de controlo de <i>Pittosporum undulatum</i>	pg. 52
6.1 Bibliografia	pg. 54
Anexos	pg. 55

1. Introdução geral

O arquipélago dos Açores inclui nove ilhas, todas de origem vulcânica, localizadas no norte do Oceano Atlântico, com uma superfície total de 2322 Km². A distância entre o arquipélago e o continente mais próximo (Europa) é cerca de 1500Km. O clima é oceânico temperado com uma temperatura média de 17º C ao nível do mar. A humidade relativa é alta e a precipitação varia entre 1500 e 3000 mm/m² por ano, aumentando com a altitude de este para oeste (Silva, 2001, Silva & Smith, 2004). A ilha Terceira tem uma área de 402,2 Km² e uma idade geológica máxima estimada em 3,52 Ma (França et al. 2003, Rumeu et al. 2009). O local do estudo situa-se na Malha Grande e corresponde a um mato sucessional (Melo, 2000).

As ilhas proporcionam ambientes eficazes para a comparação da distribuição e abundância de espécies nativas e exóticas, devido à variação do tamanho da ilha e ao isolamento que cria gradientes fortes na diversidade de espécies nativas, que por sua vez, poderá afectar a distribuição das espécies exóticas (MacArthur & Wilson, 1963, Long et al. 2009).

Segundo Loope & Mueller-Dombois (1989), as ilhas oceânicas apresentam uma possível susceptibilidade às invasões biológicas devido: à existência de um reduzido número de espécies, que leva a uma menor competição; à ausência de grandes herbívoros; à ausência de formicídeos, roedores, mamíferos, carnívoros, répteis, anfíbios e doenças; a dependência para a germinação e polinização; a reduzida intensidade e frequência de fogos; à ausência de inimigos naturais generalistas. Outros factores a ter também em consideração são: a antiguidade da colonização pelo Homem, o que levou a uma longa história de introduções intencionais e acidentais e área relativamente extensa reservada à agricultura, caça, pastoreio e outras actividades.

O arquipélago dos Açores é remoto, relativamente jovem e com um número relativamente baixo de espécies nativas (Dias, 1996). A flora de plantas vasculares dos Açores consiste em 1002 *taxa*, dos quais 31% são indígenas e 69% não indígenas. A proporção entre de *taxa* de plantas vasculares não indígenas é superior a qualquer outro ecossistema de ilhas (Silva & Smith, 2004).

A instalação humana no arquipélago dos Açores começou no século XV, desde então muitas actividades têm alterado as comunidades de plantas nativas, como, substituição do coberto vegetal original por culturas de cereais, pastagens e florestas, assim como, a introdução de inúmeras culturas, florestas, ornamentais e espécies de plantas para sebes (Silva, 2001, Silva & Smith, 2005). A grande percentagem de plantas naturalizadas nos Açores é

ornamental, mas também podemos encontrar uma considerável percentagem de plantas que provavelmente, foram introduzidas acidentalmente (Silva & Smith, 2004).

Existe ampla evidência que espécies não nativas podem causar sérios problemas ecológicos e económicos. As espécies invasoras comem, competem e hibridizam com as espécies nativas, muitas vezes em detrimento das nativas. A invasão pode resultar numa perda das espécies nativas e numa perda de serviços do ecossistema, como filtração da água, estabilização do solo e controlo de “pragas” (Lockwood et al. 2007).

Se começarmos do princípio e percorrermos o caminho que nos leva à actualidade, poderemos ver que as espécies não nativas têm de passar, pelo menos, por três fases antes de se encontrarem capazes para infligir danos ecológicos ou económicos. Todas as espécies não nativas começaram, originalmente, por serem indivíduos que foram apanhados das suas áreas de distribuição natural, transportados para novas áreas e deixados na natureza. Estes indivíduos têm, então, que estabelecer uma população auto-sustentável dentro da sua nova área natural de distribuição, ou então a população em causa poderá crescer abundantemente e expandir-se para além do que deveria ser a sua área natural de distribuição, ou ainda, a população poderá continuar em pequenos números no seu local de distribuição (Figura 1.1) (Lockwood et al. 2007).

Tipicamente, é só quando a população não nativa se começa a espalhar abundantemente que começam a ocorrer algumas formas de danos ecológicos ou económicos, passando então a ser designada de “invasora”. O conhecimento das fases do processo de invasão permite um reconhecimento explícito das acções humanas tanto como facilitadores ou inibidores da transição de uma fase para a outra (Lockwood et al. 2007).

A transição da espécie para cada fase exige a ultrapassagem de várias barreiras ecológicas. Williamsom (1996) foi um dos primeiros ecologistas a retratar a invasão ecológica como uma série de barreiras a serem transpostas. Uma das suas ideias chaves era o reconhecimento de que a maioria das espécies que têm oportunidade de passar uma fase do processo de invasão não o faz com sucesso.

Algumas espécies são transportadas não intencionalmente como subproduto do movimento de outros bens. Espécies podem ser transportadas apanhando “boleia” ou mesmo associadas a outras espécies não nativas, ou podem ser transportadas dentro de porões de carga ou materiais embalados. Pela sua natureza, a introdução não intencional é muito difícil de avaliar em termos de importância global, mas provas recentes sugerem que são bastante prevalentes (Carlton, 2000).

O vector de transporte com mais importância na introdução de espécies não nativas é o da valorização ambiental. As pessoas trazem intencionalmente espécies com elas para tornar o seu espaço mais “habitável”. Muitas destas introduções intencionais estão relacionadas com o facto de as pessoas manterem espécies que lhes são úteis (McNeely, 2001). Torna-se claro que este tipo de introdução continua a aumentar ao longo do tempo e a maioria destas espécies é transportada expressamente para satisfazer os desejos humanos por espécies ornamentais.

As vias de transporte são definidas como rotas entre a origem das espécies não nativas e o local que servirá de recipiente para estas espécies. Ecologistas que estudam vias de transporte têm tendência em focar-se no dinamismo destas vias, definindo-o como o número de espécies que se movem ao longo destas vias e a viabilidade dos indivíduos quando chegam ao seu destino (Mack, 2004). Quanto mais dinâmica a via, mais provável é o estabelecimento das espécies não nativas no seu novo local (Lockwood et al. 2007).

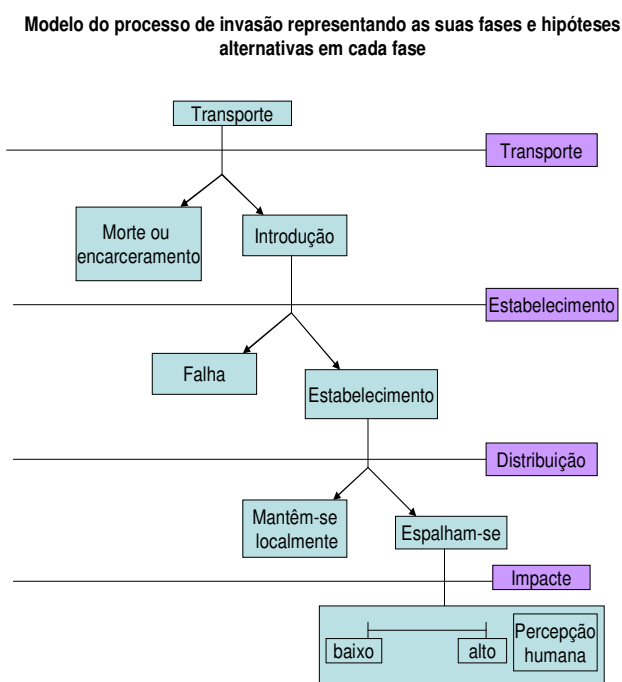


Figura 1.1 – Modelo que representa as fases do processo de invasão e as hipóteses alternativas de cada fase. Adaptado de Lockwood et al. (2007)

O conjunto de indivíduos libertado num ambiente não nativo é referido como propágulos. O transporte do número total de indivíduos (tamanho e número de propágulos) tem uma significância e um efeito positivo num estabelecimento com sucesso da população em questão (Lockwood et al. 2007).

Quanto mais forem os indivíduos libertados, quanto mais forem as localizações onde os indivíduos são libertos e quanto mais saudáveis forem estes indivíduos, maior a probabilidade de estabelecimento da população incipiente (Lockwood et al. 2007).

O restauro de comunidades de plantas profundamente alteradas pela presença de espécies invasoras tem se provado um desafio assustador para os conservadores da natureza. Algumas espécies invasoras têm a capacidade de substituir por completo a vegetação nativa e alterar funções nos ecossistemas (Vitousek et al. 1996).

A invasão por espécies lenhosas tem atraído especial atenção devido ao seu potencial de alterar as características da vegetação nativa em áreas bastante extensas ou em áreas já ameaçadas (Loh & Daehler, 2008).

As espécies exóticas invasoras estão actualmente entre as questões mais urgentes a serem enfrentadas, no âmbito da conservação da natureza na União Europeia e muitas medidas fundamentais estão a ser tomadas para o desenvolvimento de estratégias adequadas para lidar com este problema. Por exemplo, as espécies exóticas invasoras estão entre as prioridades do “Sixth Environmental Action Programme of the European Community (EC) para 2002-2012, são reconhecidas como um elemento de grande pressão na biodiversidade e uma prioridade na acção da “European Commission’s Biodiversity Communication” (Scalera, 2010).

As espécies exóticas invasoras são reconhecidas como uma das maiores ameaças à biodiversidade, podendo causar grandes prejuízos socioeconómicos. No passado estes efeitos foram geralmente subestimados, mas actualmente existe um consenso geral de que as espécies exóticas invasoras requerem gastos maiores em projectos de prevenção, controlo e mitigação, a fim de reduzir os seus impactos ecológicos e biológicos. Até recentemente, estudos económicos de grande escala e devidamente documentados eram raros e limitados a casos onde o valor monetário dos impactos era calculado com alguma facilidade. No entanto, os números assombrosos publicados até agora, têm estimulado uma crescente atenção para os custos económicos das invasões biológicas. Por exemplo, de acordo com um estudo feito em 25 espécies, o custo da invasão de espécies exóticas na Europa foi calculado em 12 biliões de euros por ano. Outra avaliação feita ao nível da EU mostra que mais de 27 milhões de

euros foram gastos na gestão de espécies exóticas invasoras através do programa LIFE de 1992 a 2002 (Scalera, 2010).

Resumindo, a Comunidade Europeia financiou quase 300 projectos LIFE que trataram questões relacionadas com espécies exóticas invasoras de 1992 a 2006, com um orçamento total que excedeu os 132 milhões de euros (Scalera, 20010).

Em Portugal, o Decreto-Lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro tem como objectivo regular a introdução na Natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna, com excepção das espécies destinadas à exploração agrícola. Neste diploma a definição de não indígena é: “qualquer espécie, da flora ou da fauna, não originária de um determinado território e nunca aí registada como ocorrendo naturalmente e com populações auto-sustentadas durante os tempos históricos.”

O anexo I do referido diploma inclui as espécies da flora e fauna introduzidas em Portugal e consideradas invasoras, onde está incluída a espécie *Pittosporum undulatum*. Este diploma também interdita a introdução intencional de espécies não indígenas na Natureza, pretendendo o recurso a espécies autóctones aptas para os fins pretendidos.

A nível regional o combate às plantas invasoras faz-se tendo como base um Plano do Governo Regional, o PRECEFIAS (Plano Regional de Erradicação e Controlo de Espécies de Flora Invasora em Áreas Sensíveis), que segundo a Direcção Regional do Ambiente será alargado às nove ilhas e terá como objectivo a eliminação de algumas espécies como: o incenso (*Pittosporum undulatum*), a conteira (*Hedychium gardnerianum*), o pica-rato, o gigante e a *Leycesteria formosa*, em zonas ambientalmente sensíveis. Os trabalhos de erradicação e manutenção de espécies invasoras a desenvolver nos Açores nos próximos anos vão implicar um investimento de centenas de milhar de euros. O PRECEFIAS foi aprovado através da Resolução do Conselho do Governo n.º 110/2004 de 29 de Julho, segundo esta Resolução, os objectivos a atingir neste Plano são: a melhoria do estado de conservação dos habitats naturais e populações de espécies prioritárias; a redução dos efeitos das plantas invasoras; a elaboração de uma lista de espécies invasoras ou potencialmente invasoras e a consciencialização para a problemática das espécies invasoras e da introdução de novas espécies de flora no arquipélago dos Açores.

Quando uma espécie invasora lenhosa se torna dominante numa comunidade de plantas nativas, a restauração desta comunidade torna-se um grande desafio para os gestores de conservação. Algumas espécies exóticas invasoras podem, com sucesso, substituir a vegetação nativa e alterar funções de um ecossistema.

Ultimamente, taxas e trajectórias da sucessão natural podem ser alteradas pela persistência contínua de espécies invasoras ou pela sua substituição por comunidades que diferem substancialmente das comunidades pré-invasão. Nenhuma destes resultados é desejável em áreas estabelecidas como reservas para ecossistemas nativos (Loh & Daehler, 2008).

O sítio da Malha Grande está incluído no lugar do “Mistério Negro”, onde se deu a segunda explosão da actividade eruptiva entre o Pico Gordo e a Serra de Santa Bárbara a 17 de Abril de 1761, esta segunda explosão caracterizou-se por duas fases fragmentárias que duraram cerca de oito dias, dando origem a grandes quantidades de materiais piroclásticos (Melo, 2000).

Segundo Melo (2000), no local em estudo encontram-se três tipos de mato: o Mato Pioneiro de Cedro-Faia, o Mato Alto Cedro-Vassoura e o Mato Alto Misto Faia-Cedro, no primeiro o *Juniperus brevifolia* surge como espécie colonizadora dominante e como principal estruturadora do coberto, no segundo a espécie estruturadora também é o *Juniperus brevifolia*, no entanto verifica-se uma maior dominância da espécie *Erica azorica* e no terceiro as zonas mais baixas apresentam uma estrutura mais desenvolvida dominada por *Myrica faya* que chega atingir 5 metros de altura.

O *Pittosporum undulatum* é muito frequente e abundante em matos costeiros, até mesmo nas costas remotas do Corvo, Flores, São Jorge e Pico (Dias, 1996, Silva & Smith, 2005). É uma das plantas com maiores impactos na vegetação açoriana, capaz de cobrir em altura a vegetação nativa, formando bosques homogéneos. Esta espécie tem-se alastrado durante os últimos 100 anos provocando distúrbio em comunidades de plantas dos 100 aos 600 metros de altitude (Silva & Smith, 2005).

Na Austrália, o seu país de origem. O *P. undulatum* está a alargar a sua dispersão para além dos limites originais da sua distribuição, sendo que os novos habitats encontram-se em zonas costeiras ou próximo da costa, a baixas altitudes e com florestas de vários tipos, onde a sua dispersão é assegurada pela acção do melro (Gleadow & Ashton, 1981, Gleadow, 1982, Cordeiro et al. 2005). Também nos Açores, a dispersão está assegurada pelo melro-preto (*Turdus merula* L. *azorensis* Hart.), enquanto que a polinização é assegurada pela presença da abelha (*Apis mellifera* L.) (Cordeiro et al. 2005).

O *P. undulatum* nos Açores é utilizado para vários fins, na formação de sebes em pomares e bananais, como alimento para gado, no caso de escassez de alimento, e nas camas quentes da cultura do ananás, sendo também considerado importante na produção de mel (Moreira, 1987, Cordeiro et al. 2005).

Neste trabalho, foi também prestado particular atenção às espécies *Juniperus brevifolia* e *Erica azorica*, por se tratar de espécies endémicas dos Açores com grande importância e por serem consideradas espécies colonizadoras de sucessões primárias.

O *Juniperus brevifolia* é uma espécie endémica de arquipélago dos Açores, onde está distribuído por todas as ilhas à excepção da Graciosa (Elias, 2007, Rumeu et al. 2009). Nas ilhas Terceira e Flores encontram-se as últimas grandes áreas naturais ocupadas por comunidades dominadas por esta espécie, principalmente acima dos 500 m de altitude. *Juniperus brevifolia* atinge a sua máxima expressão entre os 500 e 1000 m de altitude (Elias, 2007).

A elevada variabilidade morfológica de *J. brevifolia* é indicadora do seu grau de adaptação às condições e recursos ambientais dos Açores. As populações costeiras desta espécie exibem características xeromórficas, como resultado das elevadas temperaturas e reduzida precipitação das zonas próximas do mar. As populações de montanha apresentam indivíduos com adaptações à elevada exposição e precipitação, temperaturas baixas e deficiência de nutrientes. As características das populações de meia altitude são claramente mesofíticas e expressam condições ambientais mais propícias ao desenvolvimento e boa disponibilidade de recursos (Elias, 2007).

A dispersão de *J. brevifolia* nos Açores é feita através de pássaros pequenos como as toutinegras (*Sylvia atricapilla*) ou de pássaros de tamanho médio como o Melro-preto (*Turdus merula*) (Rumeu et al. 2009).

A *Erica azorica* é, também, umas das espécies endémicas dos Açores, a sua dispersão é feita pelo vento e é uma das principais espécies vasculares colonizadoras após distúrbios do solo e de vegetação (Elias & Dias, 2007). É uma planta com porte arbustivo e pioneira que consegue persistir nas florestas maduras de Laurisilva, onde pode atingir um porte arbóreo tornando-se emergente no copado, como muitas outras espécies insulares, a *E. azorica* é uma espécie emergente em florestas antigas e bem preservadas, conseguindo resistir a ventos fortes, no entanto, na floresta laurisilva, esta espécie parece não tolerar a competição pela luz e pelo espaço com espécies como o *J. brevifolia* e o *Laurus azorica* (Elias & Dias, 2009).

Em termos de caracterização ecológica, esta espécie é referida como frequente acima de 300 m de altitude e dominante acima dos 600 m, sendo também observada na costa, em alguns mistérios próximos do mar (Sjogren, 1973). A *E. azorica* está protegida pela Directiva *Habitats* 140/99, Diário da República, Anexo II, bem como pela Convenção de Berna de 1992, Anexo I. A espécie em causa é considerada como Vulnerável (VU).

Os distúrbios provocados pela espécie *P. undulatum* em comunidades de plantas entre os 100 e os 600 metros de altitude fazem com que esta espécie seja considerada um invasor potencialmente forte e perigoso, constituindo uma grande ameaça à biodiversidade das florestas nativas e a muitas espécies vegetais endémicas dos Açores. Os dados recolhidos nesta tese constituirão ferramentas para a gestão e conservação da floresta natural e para controlo da espécie invasora *P. undulatum*.

Os objectivos desta tese são:

- 1) Conhecer o padrão de invasão de *P. undulatum* na Malha Grande;
- 2) Avaliar as consequências da invasão de *P. undulatum* para a vegetação;
- 3) Avaliar as consequências da eliminação de *P. undulatum* na flora nativa e invasora.

1.1. Bibliografia

- Carlton, J. T. 2000. *Global change and biological invasions in the oceans*. Pp. 31-54. In: Lockwood, J. L.; Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. pp. 2-79.
- Cordeiro, N., Silva, L., Illas, X. & Martinez, A. 2005. *Distribuição e abundância de Pittosporum undulatum ventenat na ilha do Pico (Açores)*. XII Expedição Científica do Departamento de Biologia. Pico. Rel. Com. Dep. Biol. 34: 235-244.
- Dias, E. 1996. *Vegetação Natural dos Açores, Ecologia e Taxonomia das Florestas Naturais*. Tese de Doutoramento. Universidade dos Açores. Departamento de Ciências Agrárias.
- Elias, R. B. 2007. *Ecologia das Florestas de Juniperus dos Açores*. Dissertação de Doutoramento. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo. Açores.
- Elias, R. B. & Dias, E. 2007. The role of habitat features in a primary succession. *Arquipélago. Life and Marine Sciences* 24: 1-10.
- Elias, R. B. & Dias, E. 2009. Gap Dynamics and regeneration strategies in Juniperus-Laurus forests of the Azores Islands. *Plant Ecol.* 200: 179-189.
- França, Z., Cruz, J. V. & Forjaz, V. H. 2003. *Geologia dos Açores: uma perspectiva actual*. Açoreana. 10: 11-140.

- Geadow, G. M. & Ashton, D. H. 1981. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the Forests of Central Victoria. II Dispersal, germination and establishment. *Aust. J. Bot.* 29: 705-720.
- Gleadow, G. M. 1982. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the Forests of Central Victoria. II Dispersal, germination and establishment. *Aust. J. Bot.* 30: 185-198.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. pp. 2-79.
- Loh, R. K. & Daehler, C. C. 2008. Influence of woody invader control methods and seed availability on native and invasive species establishment in a Hawaiian forest. *Biol Invasions* 10:805-819.
- Long, J., Trussell, G. & Elliman, T. 2009. Linking invasions and biogeography: Isolation differentially affects exotic and native plant diversity. *Ecology*. 90(4). Pp. 863-868.
- Loope, L. L. & Mueller-Dombois, D. 1989. Characteristics of invaded islands, with special reference to Hawaii. pp.: 257-280 in: Drake, J. A.; Mooney, H. A.; Di Castri, F.; Groves, F. J.; Kruger, M.; Rejmánek & Williamson. M. (Eds). *Biological invasions – A global perspective*. John Wiley & Sons. Chichester. 525 pp.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- Mack, R. N. 2004. Global plant dispersal, naturalization, and invasion: pathways, models and circumstances. pp. 3-30. In: Lockwood, J. L.; Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. pp. 2-79.
- McNeely, J. A. 2001. An introduction to human dimensions of invasive alien species. In: Lockwood, J. L.; Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. pp. 2-79.
- Melo, M. 2000. *Caracterização Ecológica e Estado de Conservação do Mistério do Fogo*. Universidade dos Açores. Departamento de Ciências Agrárias. pp. 2-6.
- Moreira, J. M. 1987. *Alguns aspectos da intervenção humana na evolução da paisagem da ilha de São Miguel (Açores)*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza. Lisboa. 83 pp.
- Rumeu, B., Nogales, M., Elias, R., Padilla, D. P., Resendes, T., Rodriguez, A., Valdês, F. & Dias, E. 2009. Contrasting phenology and female cone characteristics of the two Macaronesian island endemic cedars (*Juniperus cedrus* and *J. brevifolia*). *Eur J Forest Res.* 128: 567-574.
- Scalera, R. 2010. How much is Europe spending on invasive alien species?. *Biol Invasions* 12:173-177.

Silva, L. F. 2001. *Plantas Vasculares Invasoras no Arquipélago dos Açores. Caracterização geral e estudo de um caso: Clethra arboreae Aiton (Clethraceae)*. Tese de Doutoramento. Departamento de Biologia. Universidade dos Açores. Ponta Delgada.

Silva, L. F. & Smith, C. W. 2004. A characterization of the non-indigenous flora of the Azores Archipelago. *Biological Invasions* 6: 193-204.

Silva, L. & Smith, C. W. 2005. A quantitative approach to the study of non-indigenous plants: a example from the Azores Archipelago. *Biodiversity and Conservation* 15: 1661-1679.

Sjogren, E. 1973. Recent changes in the vascular flora and vegetation of the Azores Islands. *Memórias da Sociedade Broteriana*. 22: 1-113.

Sousa, S. 2002. *A Importância da Erica Azorica no Planeamento Ambiental Regional – Contributo para a determinação do papel desempenhado por esta espécie nos ecossistemas naturais das ilhas Terceira e Pico*. Universidade dos Açores. Departamento de Ciências Agrárias.

USGS. 1999. *From lava flow to forest. Primary succession*. Hawaiian Volcano Observatory.

http://hvo.wr.usgs.gov/volcanowatch/1999/99_01_21.html

Vitousek, P. M.; D'Antonio, C. M.; Loope, L. L. & Westbrooks, R. 1996. Biological invasions as a global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478.

Williamson, M. 1996. Biological invasions. Chapman & Hall. London. UK. In: Lockwood, J. L.; Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. pp. 2-79.

Legislação consultada

Decreto – Lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro.

Directiva *Habitats* 140/99, Diário da República

Resolução do Conselho do Governo n.º 110/2004 de 29 de Julho.

2. Padrão de invasão de *Pittosporum undulatum* na Malha Grande

2.1. Introdução

A estrutura da ilha Terceira é dominada por duas tendências direccionais: a do Rift da Terceira, que apresenta uma direcção WNW-ESSE, coincidente com a disposição das ilhas dos Grupos Central e Oriental (França, 2000), sendo provavelmente a mais primitiva, esta define-se pelo alinhamento da cratera de São Sebastião e das Caldeiras dos Cinco Picos, Guilherme Moniz e Pico Alto (Searle, 1980); a segunda tendência dispõe-se em posição oblíqua à direcção geral do Rift e está expressa pelo alinhamento do dorso submarino da Serreta com a Caldeira de Santa Bárbara e com o alinhamento de pelo menos cinco aparelhos vulcânico na vertente Noroeste da Serra de Santa Bárbara (Fernandes, 1985).

A primeira actividade eruptiva, em tempos históricos, entre o Pico Gordo e a Serra de Santa Bárbara foi a 17 de Abril de 1761, sendo descrita como explosiva e caracterizada por efeitos explosivos e violentos, acompanhados por detonações subterrâneas com libertação de gases inflamáveis, acompanhados por chamas. A segunda explosão teve lugar no “Mistério Negro” e caracterizou-se por duas fases fragmentárias que duraram cerca de oito dias, dando origem a grandes quantidades de materiais piroclásticos, lapillis, escórias e bombas. Os cones de escórias que actualmente constituem os Picos do Mistério (Pico do Fogo, Pico Vermelho e Dois Picos) tiveram origem nesta segunda explosão. (Melo, 2000)

A fase efusiva que aconteceu em seguida à fase acima descrita, originou três escoadas de lava basáltica, formadas por correntes laterais e terminais de lava “Pahoehoe” e lava “aa”, as lavas provenientes destes picos escorreram para sudeste numa extensão com cerca de 500 metros e para noroeste, dividindo-se em dois grandes ramos e formando a zona designada por Malha Grande, sítio de estudo para esta tese de Mestrado. O ramo ocidental da Malha Grande alonga-se cerca de 6 Km (Figura 2.1), até às imediações da freguesia dos Biscoitos e o ramo oriental estende-se apenas por 2 Km, terminado junto à fonte do Vimeiro (Melo, 2000).

A erupção vulcânica de 1761 foi descrita por Neves (1826) de seguinte forma: “... Começarão grandes terremotos em 22 de Novembro (de 1760), e continuarão com muita frequência até 14 de Abril de 1761 (...) até ao dia 17 do mesmo mez, em que pela manhã arrebentou o fogo por de traz dos Picos gordos, com estrondos subterrâneos semelhantes a descargas de artilharia.” O relato deste autor do que aconteceu a 21 de Abril continua com algum pormenor, onde relata que o derrame atingiu os Biscoitos: “... e parou perto da igreja da freguezia, cousa de 500 braças longe do mar, ...”.

Drummond (1836) escreveu: “Em 22 de Novembro começaram a sentir-se nesta ilha grandes e violentos tremores e continuaram com frequência até 14 de Abril (...) continuando até 17, com pequenos intervallos. Pela manhã rebentou o fogo entre o pico gordo, e a serra de Sancta Barbara...”.

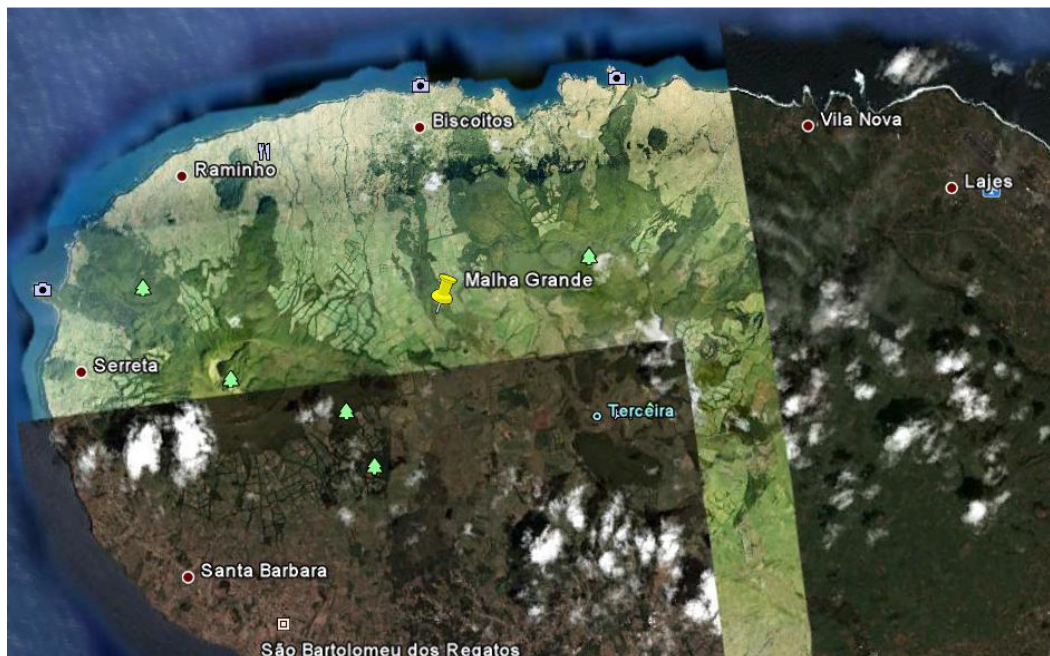


Figura 2.1 – Localização da Malha Grande (sítio de estudo) na ilha Terceira. Imagem retirada do Google Earth.

Em suma, a Malha Grande está incluída no Mistério do Fogo, Sítio de Importância Comunitária (SIC) e Parque Natural da ilha Terceira e está localizado na zona central da ilha Terceira entre os complexos vulcânicos do Pico Alto e Serra de Santa Bárbara. Estende-se a partir da plataforma central a cerca de 530 metros de altitude em direcção à encosta norte da ilha, atingindo a cota mais baixa aos 100 metros de altitude (Melo, 2000). Neste local a temperatura média anual é de 14º C e a precipitação total anual é de 2168 mm, ocorrendo maioritariamente no Outono e no Inverno (Elias, 2007, Rumeu et al. 2009).

Sendo o Mistério do Fogo uma erupção histórica, verifica-se que o processo de sucessão primária ocorreu a uma velocidade muito mais elevada do que o teoricamente esperado. Esta escoada de lava com apenas 250 anos de idade, apresenta já, em alguns locais, comunidades muito evoluídas e este padrão surge com alguma consistência em outros derrames lávicos açorianos. A mesma particularidade surge descrita para muitas escoadas lávicas Havaianas, nas quais as idades de evolução para comunidades florestais são muito semelhantes às detectadas nos Açores (USGS, 1999).

A vegetação na Malha Grande é constituída por um mato pioneiro dominado por *Juniperus brevifolia* e *Erica azorica* (Rumeu et al. 2009), onde o *Pittosporum undulatum* já se instalou e manifesta claramente um comportamento invasor. Segundo Richardson, et al. (2000), a definição para planta invasora consiste em: planta naturalizada que produz descendência fértil e abundante, com forte potencial de dispersão a partir da planta parental.

Todas as invasões começam com um conjunto de indivíduos (às vezes apenas um) que são retirados da sua área de distribuição natural, transportados para uma nova localização e libertados. Um vector de transporte é o veículo que move uma propágule não nativa, para a sua nova localização e uma via de transporte é a rota entre a localização inicial e o local onde vai ser libertada (Mack, 2004). Consideramos que os vectores de transporte auxiliados pelos humanos (como por exemplo: a rota comercial estabelecida nos finais do século XIX entre a Europa, o Oeste de África e as Caraíbas) são distintos dos vectores de transporte de origem natural (como o vento ou o transporte por aves). Tal como a extinção de espécies, a invasão de espécies é um fenómeno natural (Lockwood et al. 2007). Talvez seja mais fácil compreender o transporte intencional de espécies não nativas, o movimento intencional de organismos pelos humanos já ocorre desde a antiguidade. Por exemplo, plantas têm sido movimentadas e cultivadas desde o início da civilização (Reichard & White, 2001).

Alguns dos primeiros movimentos de espécies ocorreu devido à necessidade de gestão da agricultura e lavoura. A maioria das frutas, vegetais e especiarias que as pessoas consomem (Reichard & White, 2001), assim como a carne e os lacticínios são derivados de taxa que foi intencionalmente introduzida de outras áreas, nesta categoria de transporte estão incluídos gado, ovelhas, galinhas, trigo, tomates, milho, batatas, abelhas, peixe e centenas de outras espécies. Muitos destes taxa dependem dos humanos para a sua propagação, mas também, muitos deles propagaram-se para além das quintas, ranchos ou áreas de aquacultura e estabeleceram-se como populações não nativas livres. Existem vários tipos de transporte intencional de espécies:

- Valorização ambiental: muitas espécies foram deslocadas propositadamente para melhorar ambientes naturais, foram um esforço feito para a melhoria estética ou cultural de uma parte da população humana. Esta categoria de vector é bastante abrangente e inclui plantas ornamentais e para horticultura (Lockwood et al. 2007);
- Biocontrolo: um grupo de introduções intencionais são as espécies introduzidas para controlo biológico. A ideia é introduzir um “inimigo natural” de uma espécie de praga indesejada com a expectativa que o inimigo introduzido irá reduzir a população desta espécie a um nível onde já não se considera uma espécie prejudicial (Hoddle, 2004).

Os organismos usados para controlo biológico podem incluir insectos predadores, parasitas ou doenças que atacam a praga, reduzindo a sua sobrevivência ou fertilidade (Lockwood et al. 2007);

- Conservação e pesquisas científicas: em determinadas circunstâncias organismos são transportados para novas áreas com o propósito expresso de conservar ou proteger o futuro de algumas espécies. Este tipo de transporte inclui as muitas plantas trazidas para jardins botânicos ou arboretos e animais trazidos para zoológicos ou parques de preservação de vida selvagem, assim como, espécies em perigo de extinção são movidas para um novo ambiente natural para a sua protecção imediata. Este tipo de transporte para propósitos de conservação é pouco provável que resulte em invasões, mas não podemos ter certezas. Segundo Meinesz, 1999, a introdução de uma alga marinha (*Caulerpa taxifolia*), na parte exterior do museu oceanográfico de Mônaco para efeitos decorativos tornou-se devastadora, pois espalhou-se naqueles arredores e já foi encontrada no Mar Mediterrâneo, onde ocupa uma área tipo tapete de hectares prejudicando as espécies marinhas daquele local, esta alga continua a ser transportada para outras partes do mundo em aparelhos de pesca, ancoras ou barcos que estiveram atracados ou passaram por este local (Lockwood et al. 2007).

Neste capítulo pretendemos: determinar a distribuição espacial dos indivíduos adultos de *P. undulatum* na Malha Grande, avaliar a abundância da espécie e conhecer as estratégias de regeneração das principais espécies invasoras e das espécies endémicas dominantes.

2.2. Metodologia

Para conhecer o padrão de invasão de *P. undulatum* na Malha Grande efectuou-se, em primeiro lugar, uma abordagem de larga escala com o auxílio de fotografia aérea, onde se identificou as manchas desta espécie (anexo 1), seguindo a metodologia de Goodland & Healey (1997), Dias et al. (2004) e Richardson (2006). Características como: fustes direitos, ramos inseridos em verticilo, copas densas e abundância de folhas de uma cor verde mais clara do que a vegetação restante, permitiu uma identificação das manchas para as áreas de trabalho.

De seguida foram realizados 19 transeptos de 30 metros de comprimento, nas manchas acima identificadas, adaptando a metodologia de Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) e de forma semelhante a Elias & Dias (2004). Os transeptos são uma forma de amostragem sistemática na qual as amostras estão organizadas linearmente e geralmente de forma contígua. Este método é frequentemente utilizado em estudos que visam investigar a

alteração de gradientes quando estão posicionados perpendicularmente à zonação dos mesmos (Goldsmith et al., 1986).

O primeiro passo na análise dos dados recolhidos nos transeptos consistiu em averiguar as semelhanças entre os mesmos, através da realização de uma análise classificativa hierárquica (análise de *cluster*). Para a realização da análise classificativa foram utilizadas três variáveis: a altura média, o número de adultos e a bioárea relativa. A bioárea relativa foi calculada a partir do cálculo da área da copa dos indivíduos, tendo sido usada a fórmula de cálculo da área de uma elipse. Foi utilizada uma classificação aglomerativa, utilizando a distância euclideana como coeficiente de similaridade e o *average linkage* como método para a formação de grupos. Para esta análise, utilizou-se o programa CAP (Henderson & Seaby, 1999).

Numa segunda fase, foram implementados 20 quadrados de 4 m² (2x2m), em áreas com 0%, 50% e 100% de cobertura arbórea/arbustiva (num total de 60 quadrados). Nesses quadrados foram contabilizados o número de plântulas e juvenis, de forma semelhante a Elias & Dias (2009), das seguintes espécies: *Pittosporum undulatum*, *Juniperus brevifolia*, *Erica azorica*, *Rubus ulmifolius* e *Hedychium gardnerianum*. A escolha destas espécies deveu-se ao facto de que o *P. undulatum*, a *R. ulmifolius* e a *H. gardnerianum* serem plantas naturalizadas com comportamentos altamente invasores e o *J. brevifolia* e a *E. azorica* espécies endémicas dos Açores dominantes na vegetação da área estudada.

A significância das diferenças entre o número de imaturos nas três situações foi testada com recurso ao teste de Mann-Whitney (para cada par de amostras) (Zar, 1996).

Para averiguar se existiam semelhanças entre o número total de imaturos de endémicas e de invasoras nas três situações de cobertura, ou se, pelo contrário, existiam ocorrências significativamente diferentes, foi utilizado o teste Qui-quadrado (χ^2).

2.3. Resultados

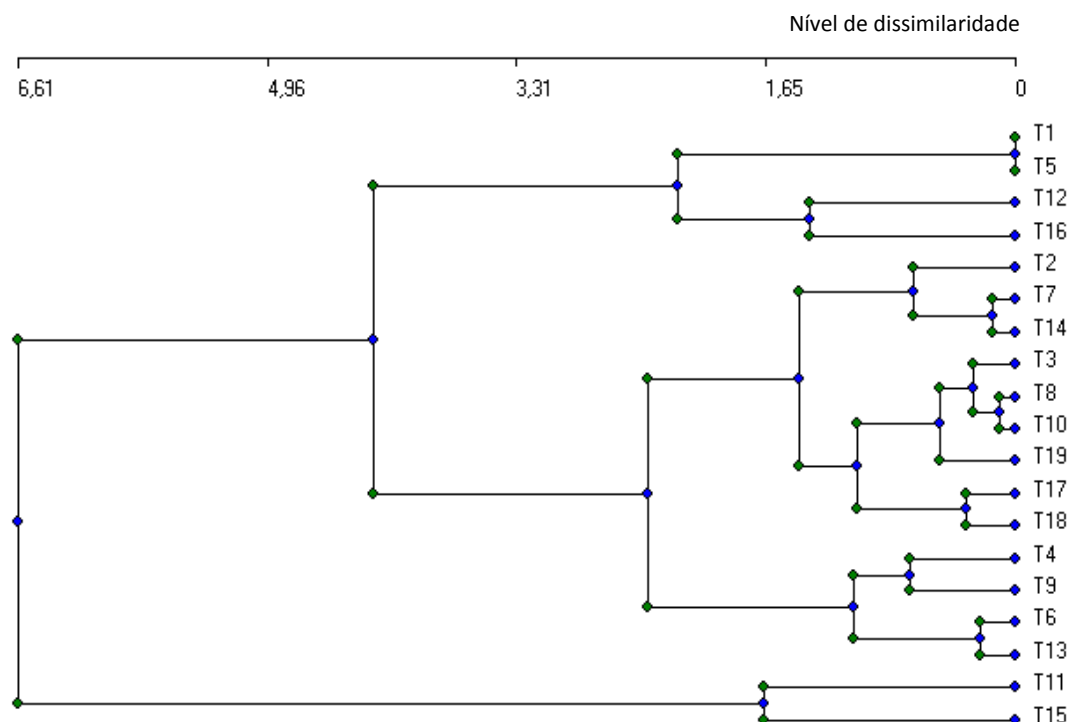


Figura 2.2 - Análise classificativa hierárquica dos transeptos realizados, a partir de uma matriz de 3 variáveis (altura média, número de adultos e bioárea relativa) e 19 transeptos.

Da análise classificativa hierárquica (Figura 2.2) resultou a divisão dos transeptos em quatro grupos: 1.º grupo – T1, T5, T12, T16; 2.º grupo – T2, T7, T14, T3, T8, T10, T17, T18, T19; 3.º grupo – T4, T6, T9, T13 e 4.º grupo – T11 e T15 (Tabela 2.1).

A média do n.º de adultos de *P. undulatum* é crescente do 1.º para o 4.º grupo, pois o número de adultos vai aumentando à medida que a densidade desta espécie aumenta, o mesmo acontece com a altura média e a bioárea relativa dos indivíduos (tabela 2.1). Outras variáveis como o número de juvenis e a bioárea total confirmam os agrupamentos formados por esta análise, pois o número de juvenis decresce nos grupos à medida que a densidade aumenta e a bioárea total cresce à medida que a densidade aumenta, sendo as áreas de bosque as que possuem maior bioárea total. Tendo em conta as variáveis utilizadas (número de adultos, altura média e bioárea relativa) nesta classificação, estes quatro grupos foram denominados de: Baixa densidade – 1.º grupo, Média densidade – 2.º grupo, Alta densidade – 3.º grupo e Bosque – 4.º grupo.

Tabela 2.1 – Médias das variáveis por diferentes situações de densidade (baixa, média, alta densidade e bosque).

Variável\Grupo	Média			
	Baixa densidade	Média densidade	Alta densidade	Bosque
Nº juvenis	11	5	4	1
Nº adultos	1	4	7	10
Altura máxima	1,3	2,3	2,2	6,8
Altura média	1,1	1,8	1,8	4,6
Bioárea total	1,8	5,4	6,6	46,1
Bioárea individual	0,9	1,3	1	4,9
Bioárea relativa	0,1	0,2	0,2	1,5

Tabela 2.2 – Número total de imaturos de espécies endémicas e de espécies invasoras nas situações de: 0%, 50% e 100% de cobertura. Os valores a negrito (bold) indicam diferenças significativas (Qui-quadrado; $P < 0,05$).

Imaturos\cobertura	0% cobertura	50% cobertura	100% cobertura
Total invasoras	413	243	139
Total endémicas	119	100	34

Relativamente ao inventário feito em 60 quadrados de 2x2m de imaturos de espécies endémicas e invasoras em diferentes percentagens de cobertura, podemos verificar na tabela 2.2 que os valores a bold indicam diferenças significativas entre imaturos de endémicas e de invasoras nas três situações de diferentes coberturas.

Tabela 2.3 – Média do número de juvenis das espécies *J. brevifolia*, *E. azorica*, *P. undulatum*, *R. ulmifolius* e *H. gardenarium*, nas três situações de cobertura (0%, 50% e 100%). Valores na mesma linha seguidos da mesma letra não são significativamente diferentes (Mann-Whitney; $P > 0,05$)

Média de juvenis	0% cobertura	50% cobertura	100% cobertura
<i>J. brevifolia</i>	1,6 ^a	0,7 ^{a,b}	0,3 ^b
<i>E. azorica</i>	2,7 ^a	2 ^a	0,5 ^b
<i>P. undulatum</i>	1,2 ^a	0,8 ^a	0,6 ^a
<i>R. ulmifolius</i>	4,5 ^a	3 ^a	0,9 ^b
<i>H. gardenarium</i>	0,6 ^a	0,3 ^a	0,5 ^a

A média de juvenis de *R. ulmifolius* é a mais elevada das espécies consideradas para as situações de 0% e 100% de cobertura, para a situação de 50% de cobertura a média mais elevada de juvenis é da espécie *E. azorica*. A espécie que apresenta as médias mais baixas de juvenis é *H. gardenarium* (Tabela 2.3).

Tabela 2.4 – Média do número de plântulas das espécies *J. brevifolia*, *E. azorica*, *P. undulatum*, *R. ulmifolius* e *H. gardenarium*, nas três situações de cobertura (0%, 50% e 100%). Valores na mesma linha seguidos da mesma letra não são significativamente diferentes (Mann-Whitney; $P > 0,05$)

Média de plântulas	0% cobertura	50% cobertura	100% cobertura
<i>J. brevifolia</i>	1,1 ^{a,b}	1,6 ^a	0,5 ^b
<i>E. azorica</i>	0,7 ^{a,b}	0,8 ^a	0,3 ^b
<i>P. undulatum</i>	9,7 ^a	3,6 ^{b,c}	3 ^c
<i>R. ulmifolius</i>	4,5 ^a	4,4 ^a	1,5 ^b
<i>H. gardenarium</i>	0,3 ^a	0,2 ^a	0,7 ^a

Na tabela 2.4 podemos verificar que a espécie *P. undulatum* apresenta uma média muito elevada de plântulas, relativamente às outras espécies consideradas. A seguir segue-se *R. ulmifolius* com médias elevadas para as situações de 0% e 50% de cobertura. As espécies que apresentam médias de plântulas mais baixas são a *E. azorica* e *H. gardenarium*.

Tabela 2.5 – Média do número total de imaturos das espécies *J. brevifolia*, *E. azorica*, *P. undulatum*, *R. ulmifolius* e *H. gardenarium* para as três situações de cobertura (0%, 50% e 100%). Valores na mesma linha seguidos da mesma letra não são significativamente diferentes (Mann-Whitney; $P > 0,05$)

Média de Imaturos	0% cobertura	50% cobertura	100% cobertura
<i>J. brevifolia</i>	2,6 ^a	2,2 ^a	0,8 ^b
<i>E. azorica</i>	3,35 ^a	2,75 ^a	0,75 ^b
<i>P. undulatum</i>	10,85 ^a	4,3 ^b	3,55 ^b
<i>R. ulmifolius</i>	8,95 ^a	7,45 ^a	2,4 ^b
<i>H. gardenarium</i>	0,85 ^a	0,4 ^a	1,1 ^a

Na tabela 2.5 pode-se verificar que a média de imaturos de *P. undulatum* é superior à média de imaturos das outras espécies em todas as situações de cobertura excepto a 50%, onde a *R. ulmifolius* apresenta uma média mais elevada. De todas as espécies consideradas o *H. gardnerianum* é a que apresenta uma média de imaturos inferior, é também a única espécie que não apresenta diferenças significativas nas diferentes situações de cobertura. Relativamente às espécies com comportamento invasor, as endémicas *J. brevifolia* e *E. azorica*, apresentam uma baixa média de imaturos que varia entre 1 e 3 indivíduos para cada situação de cobertura.

A realização do teste Mann-Whitney para as situações de 0%, 50% e 100% de cobertura (feito aos pares), mostrou uma diferença significativa para os imaturos da espécie *P. undulatum* entre a situação de 0% e 50% de cobertura. Para as espécies *J. brevifolia*, *E. azorica*, *R. ulmifolius* e *P. undulatum* aparece também uma diferença

significativa na situação de 0% e 100% de cobertura, as plântulas e juvenis de *J. brevifolia*, *E. azorica* e *R. ulmifolius* apresentam uma diferença significativa nas situações de 50% de cobertura e 100% de cobertura.

Na fotografia aérea foram identificadas as manchas de baixa, média, alta densidade e bosque (anexo 1).

2.4. Discussão

Segundo Meireles (1999) *R. ulmifolius* mostra uma germinação elevada em espaços abertos (com menor percentagem de cobertura) e em solos com afloramentos rochosos, tendo em conta as diferenças significativas detectadas com a realização do teste Mann-Whitney, os dados recolhidos relativamente à presença de plântulas e de imaturos nas diferentes situações de cobertura e o solo do local de estudo ser maioritariamente constituído por afloramentos rochosos, confirmam o elevado desempenho desta espécie nas situações onde se encontra espaços abertos, nomeadamente 0% e 50% de cobertura.

As espécies invasoras *P. undulatum*, *R. ulmifolius* e *H. gardenarium* apresentam, na maioria das situações de diferentes coberturas uma grande vantagem no número de imaturos, relativamente às espécies endémicas *J. brevifolia* e *E. azorica*, o que indica uma capacidade de germinação claramente superior. Este facto é indicador de que as consequências da presença destas espécies nesta comunidade vegetal serão graves a nível da estrutura da vegetação, alteração do coberto e das funções deste ecossistema (Vitousek et al. 1996).

O *P. undulatum* apresenta uma média de plântulas muito superior às das outras espécies nas situações de 0% de cobertura indicando uma grande capacidade de germinação o que é um factor essencial a um processo de invasão (Lockwood, et al. 2007). Estes dados reforçam o facto de que o *P. undulatum* necessita de luz para germinar e que na presença desta, germina em quantidades bastante mais elevadas do que as plantas nativas dos locais em questão (Goodland & Healey, 1997).

As actividades humanas no arquipélago dos Açores tiveram início com a colonização no século XV (Silva & Smith, 2004), a partir deste período foram trazidas intencionalmente ou acidentalmente muitas espécies vegetais, incluindo o *P. undulatum* que era usado para sebes de pomares, fins ornamentais, entre outros. A dispersão desta espécie pelo melro-preto (*Turdus merula* L. azorensis Hart), a polinização pela abelha (*Apis mellífera* L.) (Cordeiro et al. 2005) e a sua grande capacidade de germinação indicam que esta espécie, muito provavelmente, foi uma das espécies pioneiras do derrame de 1761 que atingiu o local da Malha Grande. Esta zona já apresenta locais onde a

cobertura total desta espécie atinge valores muito próximos a 100% e onde a sua densidade é muito elevada, o que indica que esta espécie já poderia ser considerada naturalizada no início do século XIX.

2.5. Bibliografia

Dias, E., Elias, R. & Nunes, V. 2004. Vegetation mapping and nature conservation: a case study in Terceira Island (Azores). *Biodiversity and Conservation* 13: 1519-1539.

Drummond, F. F. 1836. *Annaes da ilha Terceira*. Câmara Municipal de Angra do Heroísmo.

Elias, R. B. 2007. *Ecologia das florestas de Juniperus dos Açores*. Dissertação de Doutoramento. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo. Açores.

Elias, R. B. & Dias, E. 2004. Primary succession on lava domes on Terceira (Azores). *Journal of Vegetation Science* 15: 331-338.

Elias, R. B. & Dias, E. 2009. Gap Dynamics and regeneration strategies in Juniperus-Laurus forests of the Azores Islands. *Plant Ecol.* 200: 179-189.

Fernandes, J. G. 1985. *Terceira (Açores) – Estudo Geográfico*. Universidade dos Açores. Ponta Delgada. pp. 34-113; 140-156.

França, Z. 2000. *Origem e evolução petrológica e geoquímica do vulcanismo da ilha do Pico - Açores*. Dissertação de Doutoramento. Universidade dos Açores. Ponta Delgada. pp. 4-39; 300-313.

Goodland, T. & Healey, J. R. 1997. *The control of the Australian tree Pittosporum undulatum in the Blue Mountains of Jamaica*. School of Agricultural and Forest Sciences. University of Wales. Bangor.

Goldsmith, F. B., Harrison, C. M. & Morton, A. J. 1986. Description and analysis of vegetation. In; Moore, P. D. & Chapman, S. B. (eds). *Methods in Plant Ecology*. (2nd Edition). pp. 437-515. Blackwell Scientific Publications. Osney Mead. Oxford.

Henderson, P. A. & Seaby, R. M. H. 1999. *Community analysis package (version 1.41)*. Pisces Conservation. Lymington. Reino Unido.

- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. pp. 2-79.
- Mack, R. N. 2004. *Global plant dispersal, naturalization, and invasion: pathways, models and circumstances*. pp. 3-30
- Melo, M. 2000. *Caracterização Ecológica e Estado de Conservação do Mistério do Fogo*. Universidade dos Açores. Departamento de Ciências Agrárias. pp. 2-6.
- Meireles, I. 1999. *Reserva Natural da Serra da Malcata: Contribuição para a Estudo da Regeneração Natural de Quercus suber, Quercus rotundifolia e Quercus pyrenaica nas principais comunidades vegetais*. Universidade de Évora. Évora. pp. 40.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons. London. UK.
- Neves, J. A. 1826. *Entretenimentos cosmológicos, geográficos e históricos, Tomo I*. Impressão Regia. Lisboa.
- USGS. 1999. *From lava flow to forest. Primary succession*. Hawaiian Volcano Observatory. http://hvo.wr.usgs.gov/volcanowatch/1999/99_01_21.html
- Reichard, S. H. & White, P. 2001. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioScience* 51: 103-113. In: Lockwood, J. L.; Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. pp. 2-79.
- Richardson, D. 2006. Pinus: a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions?. *Preslia* 78:375-388.
- Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D. & West, C. J. (2000). *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*. Diversity and Distributions (2000) 6. Blackwell Science Ltd. pp: 93-107.
- Rumeu, B., Nogales, M., Elias, R., Padilla, D. P., Resendes, T., Rodriguez, A., Valdês, F. & Dias, E. 2009. *Contrasting phenology and female cone characteristics of the two Macaronesian island endemic cedars (Juniperus cedrus and J. brevifolia)*. *Eur J Forest Res.* 128: 567-574.
- Searle, R. 1980. *Tectonic pattern of the Azores spreading centre and triple junction*. In: Fernandes, J. G. 1985. *Terceira (Açores) – Estudo Geográfico*. Universidade dos Açores. Ponta Delgada.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L. & Westbrooks, R. 1996. Biological invasions as a global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478.

Zar, J. 1996. *Biostatistical analysis*. 3.^a edição. Prentice Hall. New Jersey. EUA.

3. Consequências da invasão no Mato Pioneiro de *Juniperus-Erica*

3.1. Introdução

As plantas invasoras podem alterar muitas propriedades numa comunidade, incluindo diversidade, produtividade primária, interacção entre espécies, estabilidade da comunidade e sucessões ecológicas (Vitousek & Walker, 1989, Moniz & Silva, 2003, Cordeiro et al. 2005). O impacte de uma invasão biológica depende da interacção da comunidade invadida com a ecologia do invasor e não pode ser antecipada apenas pela análise de ambas as entidades isoladamente (Williamson, 1996).

Segundo Lockwood et al. (2007) o sucesso de cada etapa no processo de invasão pode depender de vários tipos de factores, cada etapa pode afectar a etapa subsequente e afectar o impacte da invasão e o impacte final também depende da nossa percepção humana e científica (Figura 3.1). Os factores que poderão influenciar o sucesso do processo invasivo e respectivo impacte são: as características ambientais do local, as características das espécies, as interacções ecológicas, a história e a percepção.

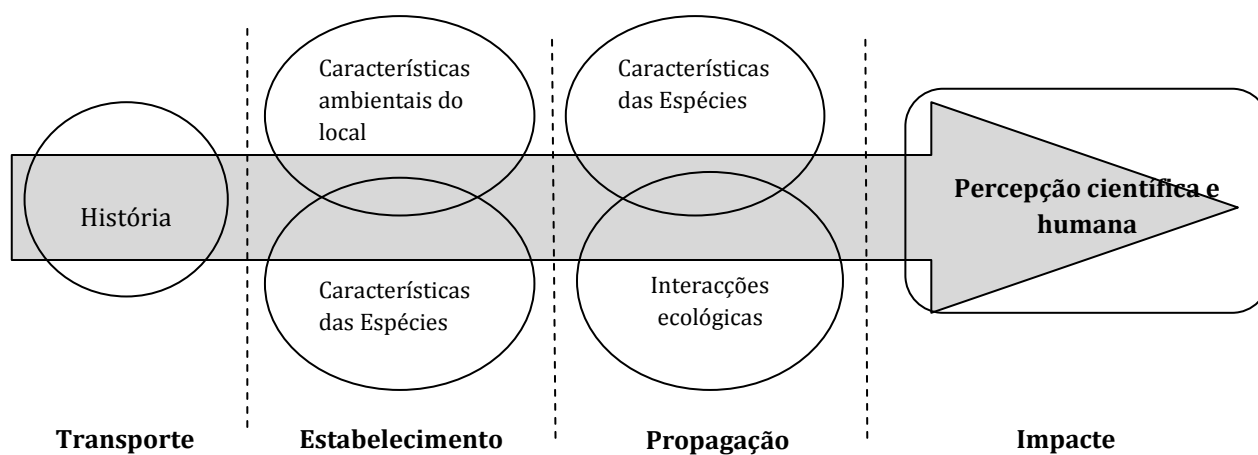


Figura 3.1 – Adaptação de Lockwood et al (2007) relativa aos factores que poderão influenciar o sucesso do processo invasivo e respectivo impacte, que dependerá da percepção científica e humana.

Características Ambientais do local

As características ambientais do local de destino fazem com que este seja mais, ou menos, susceptível aos impactes de uma invasão. Muitos investigadores têm examinado como a produtividade afecta a viabilidade e

eventuais impactos na diversidade nativa, com resultados variados. A variabilidade espacial e temporal afectam o estabelecimento e a propagação da espécie invasora, e estes efeitos podem passar a impactes. A biodiversidade global de um local pode, também, exercer influências positivas ou negativas no estabelecimento e impacte de espécies não nativas (Lockwood et al. 2007).

Características das espécies

Os traços inerentes a uma espécie, quer sejam nativos ou não nativos, podem desempenhar um papel nos impactes das espécies não nativas. Estes traços podem ser características históricas desta espécie como o número de sementes/propágulos/rebentos produzidos em cada geração, tamanho total do corpo, grau de poliploidia, entre outros. As características destas espécies podem incluir também traços ecológicos como, dimensão da sua área natural, grau de tolerância fisiológica, amplitude da sua dieta, categoria trófica, habilidade de fixar azoto, e adaptação ao fogo. A herança evolucionária das espécies nativas pode também desempenhar um papel nesta etapa, por exemplo, se forem espécies nativas de ilhas ou espécies com um longo historial de isolamento, poderão ser mais vulneráveis aos efeitos de espécies invasoras (Lockwood et al. 2007).

Interacções ecológicas

As espécies não nativas poderão afectar as nativas interagindo directamente com elas, mas é improvável que os seus impactes se restrinjam a interacções directas. Interacções ecológicas como o mutualismo, a competição e a predação são exemplos de interacções directas e qualquer espécie não nativa que possua qualquer uma destas relações com uma espécie nativa, está claramente a causar impactes, mas os efeitos da cadeia alimentar e das interacções indirectas irão certamente influenciar um eventual impacte das espécies não nativas. As espécies não nativas poderão transmitir doenças ou parasitas que não só afectam a sua performance, mas que poderão também provocar alterações na comunidade nativa onde se estabeleceram (Lockwood et al. 2007).

História

A história pode influenciar os impactes de espécies invasoras através de acontecimentos naturais passados, como meteorologia, clima, chuva, tremores de terra, entre outros, como também através de antecedentes antropogénicos como, colonização humana, modos de transporte e uso da terra (Lockwood et al. 2007).

Percepção

A percepção é caracterizada pela detecção científica e pelo olhar humano, as nossas ferramentas, quer sejam microscópios, artigos científicos ou descrição das espécies, limitam a nossa habilidade de detectar espécies não nativas e as suas consequências. O impacto de uma espécie não nativa é um juízo de valor baseado em critérios humanos como economia, estética, funções ecológicas, processos dos ecossistemas e saúde humana ou bem-estar e estes critérios poderão mudar consoante vão mudando os costumes da sociedade (Lockwood et al. 2007).

As comunidades nativas, de várias regiões, face a uma planta invasora com grande plasticidade adaptativa e altamente competitiva, vêem a sua riqueza e diversidade florísticas seriamente ameaçadas (Sjogren, 1973, Gleadow, 1982, Dias, 1996, Goodland & Healey, 1996, Cordeiro et al. 2005).

O *P. undulatum* foi considerado como uma das plantas invasoras mais importantes relativamente à flora do arquipélago dos Açores (Silva, 2001, Silva & Smith, 2004, Cordeiro et al. 2005). O potencial ornamental do *P. undulatum*, a sua eficiência na utilização como sebes e cortinas de abrigo em variadas culturas e o facto de ser uma boa madeira para lenha, foram alguns dos motivos que levaram à introdução desta espécie nos Açores. Após a sua introdução verificou-se que o seu comportamento tornou-se altamente invasivo, pois esta espécie possui características que facilitam a invasão e lhe dão vantagem na concorrência com as espécies endémicas dos Açores, como: as suas folhas contêm toxinas que inibem o crescimento de outras plantas; invade as florestas nativas e ensombra as espécies lá existentes impedindo o seu desenvolvimento e levando ao seu desaparecimento; apresenta uma grande capacidade de atrair polinizadores, diminuindo assim, a disponibilidade destes para as outras plantas; os juvenis começam a produção de sementes aos 5-6 anos de idade; grande produção de frutos e sementes (até 37 500 sementes/árvore); as sementes são propagadas por pássaros; têm grande capacidade de regeneração mesmo após danificação dos indivíduos e rebenta vigorosamente por touca e através da raiz (Marchante, 2005). Além destas características os adultos de *P. undulatum* possuem uma copa bastante densa, com elevada capacidade de ensombramento o que poderá ser considerado uma grande parte do efeito inibidor desta espécie (Goodland & Healey, 1997).

Todas estas características acima mencionadas fazem do *P. undulatum* uma espécie com um potencial forte e perigosamente invasor, constituindo uma grande ameaça à floresta laurissilva, a muitas das espécies vegetais endémicas dos Açores e à biodiversidade como um todo.

Segundo Goodland & Healey (1997) existem, ainda, outros mecanismos através dos quais o *P. undulatum* poderá afectar as espécies de plantas nativas, nomeadamente:

- Alelopatia - Alelopatia tem sido sugerido como um factor inibidor do número de plântulas nativas que deveriam aparecer por baixo das copas dos indivíduos que se encontram espalhados e onde o ensombramento não é suficiente para não permitir a germinação das sementes das espécies nativas que se encontram no solo. Na Austrália, Gleadow & Aston (1981) verificaram que os lixiviados das folhas de *P. undulatum* parecem inibir a germinação de algumas espécies de *Eucalyptus* spp. Na África do Sul, Richardson & Brink (1985) não encontraram plântulas de *P. undulatum* ou de quaisquer outras espécies nativas por debaixo das copas dos indivíduos de *P. undulatum* e julgaram ser devido aos efeitos alelopáticos da folhagem desta espécie.

- Efeitos nos animais – O exemplo mais óbvio das consequências que o *P. undulatum* pode causar nas espécies nativas é o facto de as suas flores e frutos atraírem com sucesso polinizadores e dispersores de sementes, se as espécies nativas forem menos atractivas a este tipo de animais, estas acabam por ser negligenciadas podendo ficar com a sua regeneração ameaçada.

Os factores que determinam o impacto do *P. undulatum* nas plantas nativas podem agrupar-se em três grandes grupos:

- 1) Taxa de dispersão;
- 2) A capacidade de ocupar o solo e recursos assim que chega a uma localidade, ou seja, capacidade de competição;
- 3) Persistência da população (se é substituído por outra espécie) (Goodland & Healey, 1997).

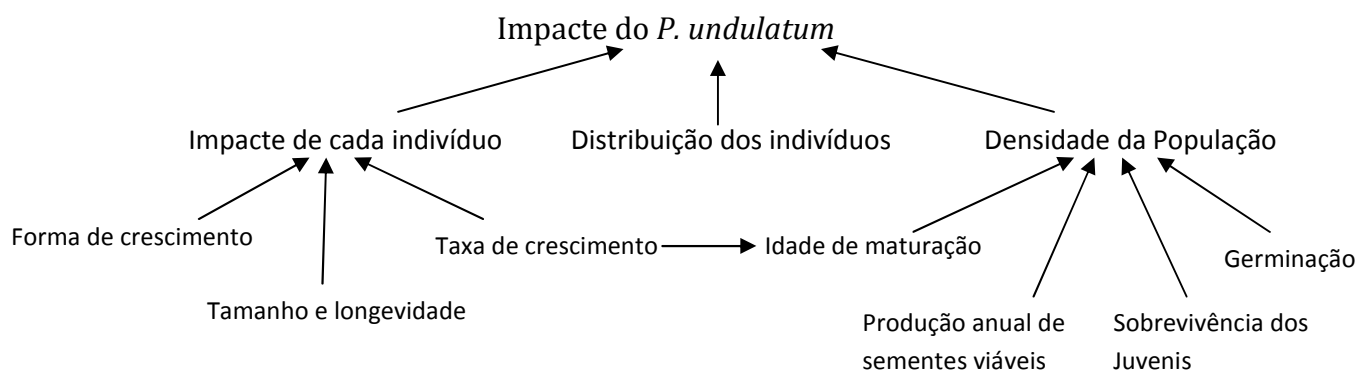


Figura 3.2 - Factores determinantes para avaliação dos impactes do *P. undulatum*.

Os cobertos vegetais naturais distinguem-se em três grandes fisionomias: Matos, Matas e Florestas. Os Matos são formações vegetais baixas, estruturalmente pouco diferenciados e dominados por caméfitos e nanofanerófitos. No local de estudo, segundo Melo (2000), encontramos dois tipos de matos: o Mato Pioneiro Cedro-Faia e o Mato Alto Cedro-Vassoura.

O Mato Pioneiro de Cedro-Faia congrega duas espécies com tendências ecológicas muito distintas, a *Myrica faya*, espécie com tendências xeromórficas e o *Juniperus brevifolia*, espécie mais associada a condições de encharcamento. A presença destas duas espécies neste sítio pode estar relacionada com o efeito conjugado de factores resultantes da estrutura e morfologia da escoada lávica e das condições bioclimáticas que se verificam no local. O estrato arbustivo é formado por um tapete quase contínuo de *Juniperus brevifolia* onde surgem copas de *Erica azorica* e *Myrsine africana* com uma distribuição mais esparsa, surgem também outras espécies como *Vaccinium cylindraceum* e *Hypericum foliosum*. Neste estrato o *Pittosporum undulatum* aparece com uma elevada frequência e com uma percentagem de cobertura significativa, aparece também, com muita frequência no banco de plântulas, o que poderá revelar um grave problema de invasão a médio-longo prazo. O estrato herbáceo é essencialmente constituído pelas seguintes espécies: *Dryopteris azorica*, *Blechnum spicant* e *Umbilicus horizontalis*, a acompanhar este estrato é encontrado com alguma frequência as espécies vasculares epífitas *Hymenophyllum tunbrigense* e *Elaphoglossum semicylindricum* (Melo, 2000).

No Mato Alto de Cedro-Vassoura a estrutura vertical do coberto é pouco complexa e os estratos são de difícil separação. O estrato arbustivo é dominado por *Erica azorica* e *Myrica faya*, a um nível mais inferior deste estrato surge *Juniperus brevifolia* acompanhado por dispersos indivíduos de *Vaccinium cylindraceum* e *Myrsine*

africana. O estrato herbáceo-muscicular é pobre em termos da sua composição florística, sendo constituído por *Dryopteris azorica* e um tapete pouco espesso de briófitos (Melo, 2000).

Este capítulo tem como objectivo a avaliação das consequências da invasão do *P. undulatum* na estrutura e composição florística da vegetação e na regeneração das principais espécies invasoras e das espécies endémicas dominantes.

3.2. Metodologia

As espécies referidas neste capítulo (lista de riqueza florística), foram classificadas, segundo Silva, et al. (2010) em: naturalizadas, nativas, endémicas, macaronésias, duvidosas e casuais (Anexo 2). Esta classificação indica o estatuto de colonização de cada espécie, nomeadamente:

- Espécie endémica dos Açores: espécie (ou subespécie) que ocorre unicamente nos Açores, resultante de eventos de especiação ou de extinção de populações continentais;
- Espécie endémica da Macaronésia: espécie (ou subespécie) apenas conhecida da Macaronésia (Açores, Madeira, Canárias e Cabo Verde);
- Espécie nativa: espécie que colonizou os Açores através de dispersão a longa distância e que também ocorre noutros arquipélagos e/ou continentes. O estatuto de nativo ou introduzido atribuído a um *taxon* é ainda questionável.
- Espécies introduzidas: espécies que se julgam ocorrerem no arquipélago como resultado da actividade humana, distinguem-se dois grupos, naturalizadas (possuem populações auto-sustentáveis) e casuais (espécies ocasionalmente escapadas de culturas) (Silva et al. 2010).

Para avaliar as consequências da invasão de *P. undulatum* na vegetação foram implementados, aleatoriamente, 30 quadrados de 25 m² (5x5m), adaptando a metodologia usada em Elias & Dias (2009) e Moniz & Silva (2003). Nestes quadrados foram registados o número de estratos verticais, a percentagem de cobertura absoluta de cada espécie com excepção dos epífitos e o número de juvenis de *Pittosporum undulatum*, *Juniperus brevifolia*, *Erica azorica*, *Rubus ulmifolius* e *Hedychium gardnerianum*.

Para análise dos dados dos 30 quadrados inventariados de 25 m² cada realizou-se uma análise de ordenação para determinar a relação existente entre os inventários e os 23 parâmetros analisados, permitindo uma ordenação dos inventários em função da percentagem das espécies encontradas em cada um dos quadrados, da cobertura total, da cobertura relativa, da riqueza específica e número de juvenis de *Pittosporum undulatum*, *Juniperus brevifolia*, *Erica azorica*, *Rubus ulmifolius* e *Hedychium gardnerianum*. A cobertura total refere-se à cobertura total de vegetação em cada quadrado, a cobertura relativa é a cobertura média das outras espécies à excepção do *P. undulatum* e a riqueza específica é o número total de espécies. Na realização desta análise os dados recolhidos no campo (percentagem de espécies, cobertura total, cobertura relativa e riqueza específica) não sofreram qualquer tipo de transformação. Para a realização desta análise eliminaram-se as espécies que ocorreram em menos que 25% dos quadrados inventariados e com cobertura inferior ou igual a 1%. Inicialmente analisou-se os dados através de uma DCA (*Detrendend Correspondence Analysis*) de forma a determinar se as espécies respondiam linearmente a gradientes ambientais ou se tinham uma resposta unimodal. Tendo a DCA revelado um máximo comprimento de gradiente de 2,195 SD (inferior a 4 SD), aplicou-se uma PCA ou ACP (Análise de Componentes Principais). Para realizar a ordenação, utilizou-se o programa CANOCO (ter Braak & Smilauer, 1998).

3.3. Resultados

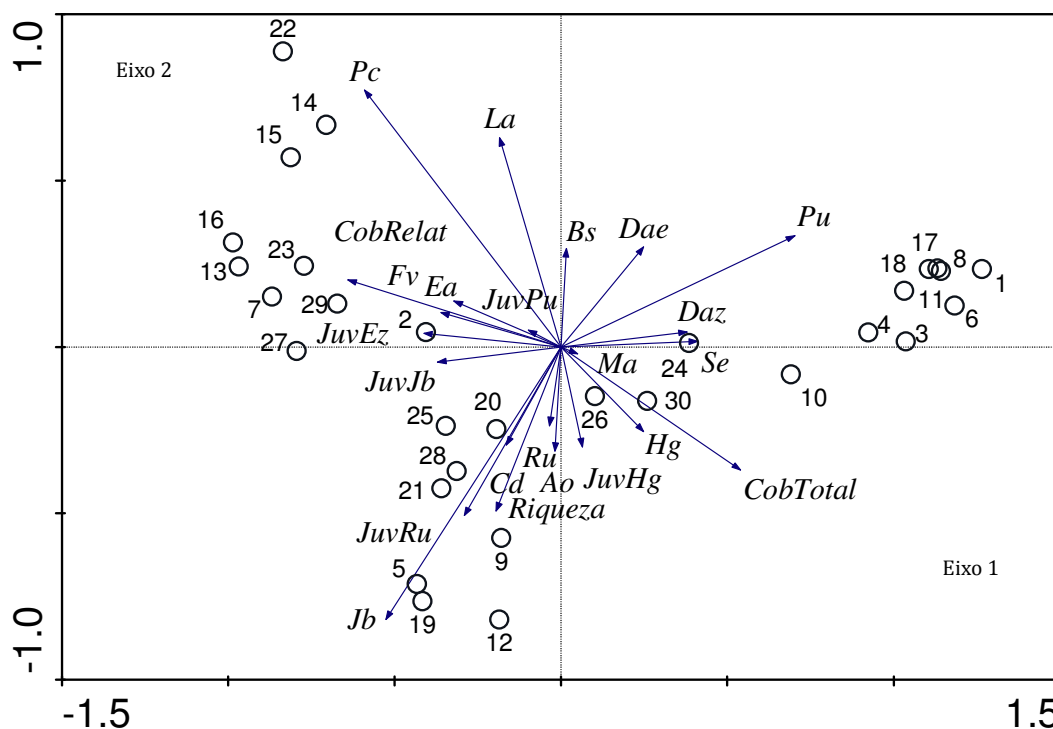


Figura 3.3 – Diagrama “biplot” de ordenação ACP, por correlação de 30 quadrados inventariados (Q1 a Q30) e 23 variáveis. Legenda: CobRelat – Cobertura relativa, CobTotal – Cobertura total, Riqueza – Riqueza específica, Juv – Juvenis, Pu – *Pittosporum undulatum*, Daz – *Dryopteris azorica*, Se – *Sibthorpia europea*, Dae – *Dryopteris aemula*, Bs – *Blechnum spicant*, La – *Lysimaica azorica*, Pc – *Polygonum capitatum*, Ea – *Erica azorica*, Fv – *Fragaria vesca*, Cd – *Christella dentata*, Jb – *Juniperus brevifolia*, Ao – *Asplenium onopteris*, Ru – *Rubus ulmifolius*, Hg – *Hedychium gardnerianum*, Ma – *Myrsine retusa*.

Na análise de componentes principais (Figura 3.3), os dois primeiros eixos explicam 74.4% da variância dos dados. Nesta análise pode-se observar 3 grupos: no sector positivo do eixo 2 encontram-se os quadrados Q1, Q3, Q4, Q6, Q8, Q11, Q17 e Q18, devido à elevada percentagem de *Pittosporum undulatum* encontrada (superior a 80%), no sector negativo do eixo 2: Q2, Q7, Q13, Q14, Q15, Q16, Q22, Q23, Q27 e Q29, com uma elevada percentagem de *Polygonum capitatum* (com uma média superior a 70%) e o sector negativo do eixo 1: Q5, Q9, Q12, Q19, Q20, Q21, Q25 e Q28, onde se pode observar uma maior percentagem de *Juniperus brevifolia*, este sector encontra-se oposto ao sector positivo do eixo 2 (1.º grupo) o que indica que quanto maior a percentagem de *P. undulatum*, menor a percentagem de *J. brevifolia*.

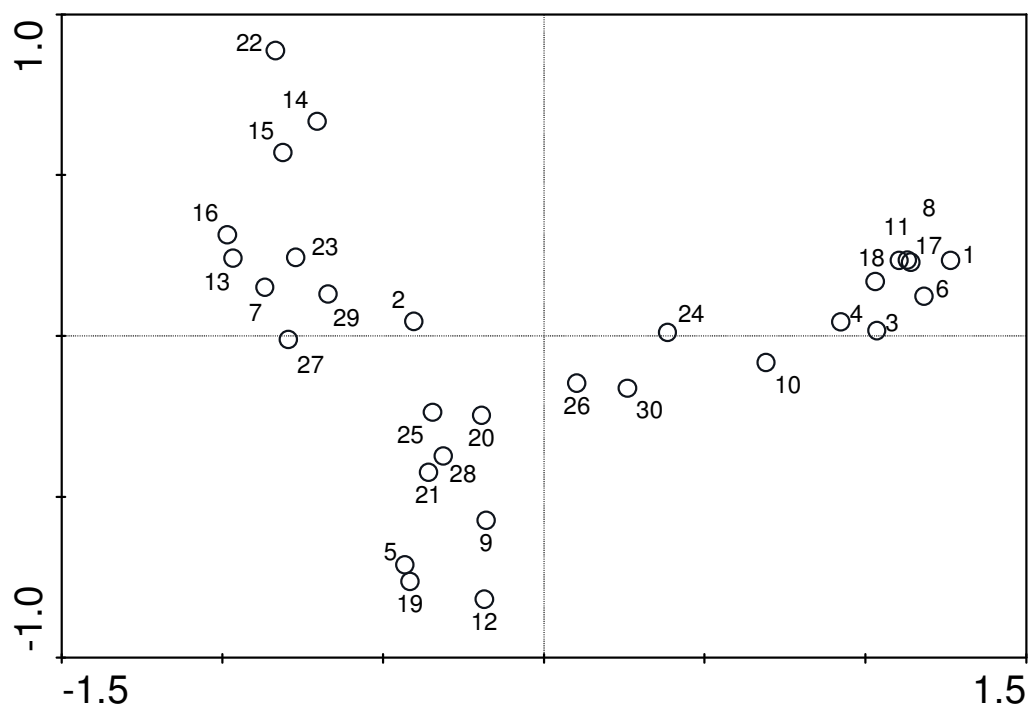


Figura 3.4 – Diagrama de ordenação ACP dos quadrados inventariados (Q1 a Q30).

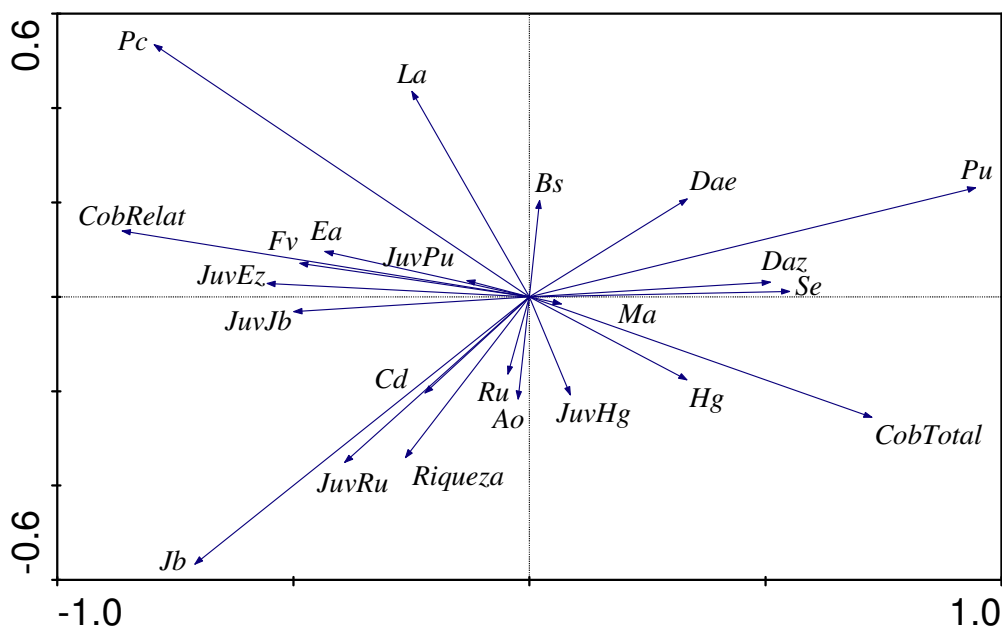


Figura 3.5 – Diagrama de ordenação ACP das 23 variáveis. Legenda: CobRelat – Cobertura relativa, CobTotal – Cobertura total, Riqueza – Riqueza específica, Juv – Juvenis, Pu – *Pittosporum undulatum*, Daz – *Dryopteris azorica*, Se – *Sibthorpia europea*, Dae – *Dryopteris aemula*, Bs – *Blechnum spicant*, La – *Lysimaica azorica*, Pc – *Poligonum capitatum*, Ea – *Erica azorica*, Fv – *Fragaria vesca*, Cd – *Christella dentata*, Jb – *Juniperus brevifolia*, Ao – *Asplenium onopteris*, Ru – *Rubus ulmifolius*, Hg – *Hedychium gardnerianum*, Ma – *Myrsine retusa*.

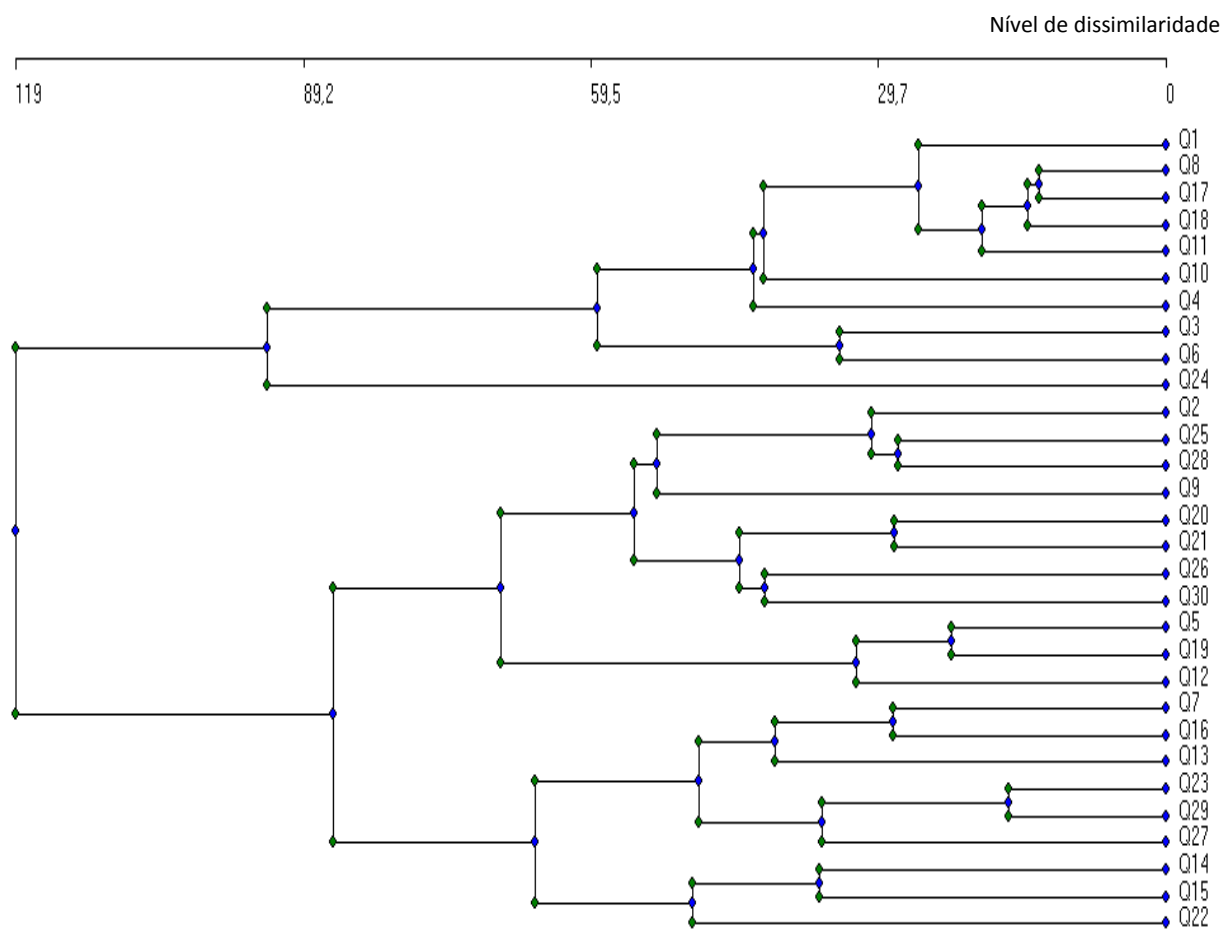


Figura 3.6 – Análise classificativa hierárquica dos inventários realizados, a partir de uma matriz de 30 quadrados e 23 variáveis.

Tabela 3.1 – Médias das percentagens de espécies contabilizadas, cobertura total, cobertura relativa, riqueza específica e número de estratos, nos três grupos definidos. Abreviaturas: Pu – *Pittosporum undulatum*, Ea – *Erica azorica*, Jb – *Juniperus brevifolia*, Ru – *Rubus ulmifolius*, Hg – *Hedychium gardnerianum*.

	Médias		
	Dominância de <i>P. undulatum</i>	Dominância de <i>J. brevifolia</i> e <i>E. azorica</i>	Dominância de <i>J. brevifolia</i> e <i>P. capitatum</i>
<i>Juniperus brevifolia</i>	9	53	49
<i>Pittosporum undulatum</i>	82	10	7
<i>Erica azorica</i>	9	26	26
<i>Myrsine retusa</i>	20	14	16
<i>Dryopteris azorica</i>	14	2	0
<i>Christella dentata</i>	1	2	1
<i>Blechnum spicant</i>	1	1	1
<i>Dryopteris aemula</i>	4	0	1
<i>Asplenium onopteris</i>	0	1	0
<i>Fragaria vesca</i>	0	1	1
<i>Sibthorpia europea</i>	1	0	0
<i>Hedychium gardnerianum</i>	1	1	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	3	4	5
<i>Polygonum capitatum</i>	0	12	79
Cobertura Total	90	65	55
Cobertura Relativa	8	14	23
Riqueza específica	11	13	11
Número de estratos	3	3	3
Número de juvenis <i>Jb</i>	0	3	5
Número de juvenis <i>Ea</i>	1	6	8
Número de juvenis <i>Pu</i>	2	2	3
Número de juvenis <i>Ru</i>	2	14	10
Número de juvenis <i>Hg</i>	2	2	0

Da análise classificativa hierárquica resultou a divisão dos inventários em três grupos (Figura 3.6): 1.º grupo – dominância de *P. undulatum* (bosque e alta densidade) – Q1, Q3, Q4, Q6, Q8, Q10, Q11, Q17, Q18 e Q24; 2.º grupo – dominância de *J. brevifolia* e *E. azorica* (média densidade) – Q2, Q5, Q9, Q12, Q19, Q20, Q21, Q25, Q26, Q28 e Q30; 3.º grupo – dominância de *J. brevifolia* e *P. capitatum* (baixa densidade) – Q7, Q13, Q14, Q15, Q16, Q22, Q23, Q27 e Q29. Os cálculos das médias das espécies inventariadas, média da cobertura total, média da cobertura relativa e riqueza, feitos na tabela 3.1, auxiliam na interpretação destes resultados. No 1.º grupo a média de *P. undulatum* é 82%, a média de cobertura total é de 90%, a média de cobertura relativa é de 8%, as médias de percentagem de *J.*

brevifolia e *E. azorica* são as mais baixas dos três grupos e a de *Polygonum capitatum* é de 0%. No 2.º grupo a média de *P. undulatum* é de 10%, a cobertura total é de 65%, a cobertura relativa 14%, a percentagem de *J. brevifolia* é de 53%, *E. azorica* 26% e *P. capitatum* 12%. No 3.º grupo a média de *P. undulatum* é 7%, a cobertura total 55%, a cobertura relativa 23%, *J. brevifolia* 49%, *E. azorica* 26% e *P. capitatum* tem a maior percentagem dos três grupos, 79%. Com os valores referidos anteriormente podemos concluir que os grupos formados na figura 2 e na figura 3 baseiam-se principalmente nas percentagens médias de *P. undulatum*, *P. capitatum* e cobertura total, o 1.º grupo é o mais fechado, pois apresenta uma elevada percentagem de cobertura total, que na sua maioria é constituída por *P. undulatum*, levando assim a uma fraca percentagem de cobertura relativa, pois a cobertura das outras espécies é muito menor e a percentagem de *P. capitatum* é de 0%, o 2.º grupo pode ser considerado intermédio pois, a cobertura total é mais baixa, assim como a percentagem de *P. undulatum*, a percentagem de cobertura relativa é um pouco mais elevada do que a anterior e já aparece o *P. capitatum*, o 3.º grupo é o mais aberto dos três porque apresenta uma elevada percentagem de *P. capitatum*, a menor percentagem de *P. undulatum* e de cobertura total e a mais elevada de cobertura relativa. Cada um dos grupos apresenta uma média de três estratos verticais de vegetação.

Nos grupos de dominância de *J. brevifolia* e *E. azorica* e de dominância de *J. brevifolia* e *P. capitatum* as espécies *R. ulmifolius* e *E. azorica* apresentam uma maior média de juvenis. O *P. undulatum* apresenta uma maior média de juvenis no grupo de baixa densidade (dominância de *J. brevifolia* e *P. capitatum*). *H. gardenarium* apresenta uma média mais elevada de juvenis nas situações de dominância de *P. undulatum* e de dominância de *J. brevifolia* e *E. azorica* (alta, média densidade e bosque).

3.4. Discussão

Da análise classificativa hierárquica resultou a divisão dos inventários em três grupos: bosque e alta densidade (dominância de *P. undulatum*), média densidade (dominância de *J. brevifolia* e *E. azorica*) e baixa densidade (dominância de *E. azorica* e *P. capitatum*). Na análise de ordenação podemos observar a mesma tendência porque as espécies: *P. undulatum*, *J. brevifolia* e *P. capitatum* encontram-se em sectores separados o que indica que a presença de uma influência a presença da outra, ou seja, nos locais onde existe uma maior cobertura de *P. undulatum*, a cobertura de *J. brevifolia* e *P. capitatum* é menor, nos locais onde existe menor cobertura de *P. undulatum*, aparece uma cobertura maior de *J. brevifolia*, *E. azorica* e *P. capitatum* e nos locais onde existe mais *P. capitatum* estes são locais mais abertos (com coberturas menores, menos ensombramento). Também podemos

observar que a cobertura total e a cobertura relativa encontram-se em sectores opostos, o que significa que quanto maior for a cobertura total, ou seja, a cobertura total da vegetação em cada quadrado, menor a cobertura relativa, ou seja, a cobertura média das outras espécies com excepção do *P. undulatum*, este facto poderá dever-se ao ensombramento causado pela cobertura total que não permite a germinação e desenvolvimento da maioria das espécies (Goodland & Healey, 1997) Podemos também observar que as espécies *Dryopteris azorica* e *Sibthorpia europea* não parecem sofrer com a presença do *P. undulatum*.

Pelo observado nas análises classificativa e de ordenação, podemos concluir que quanto maior for a cobertura de *P. undulatum*, menor é a riqueza e a abundância das espécies nativas do local, pois o *P. undulatum* apresenta uma grande capacidade de cobrir em altura a vegetação nativa, acabando por formar bosques homogéneos que causam um elevado grau de ensombramento e impedem a regeneração do *J. brevifolia* e *E. azorica* (Silva & Smith, 2005). O *P. undulatum* tem uma elevada taxa de dispersão e de sobrevivência dos juvenis, uma grande capacidade de ocupação do solo e uma elevada taxa de crescimento (Goodland & Healey, 1997). É a presença de características como estas, que demonstram o forte potencial invasor do *P. undulatum* e a grande ameaça que esta espécie representa para as comunidades nativas (Lockwood et al. 2007).

3.5. Bibliografia

- Cordeiro, N., Silva, L., Illas, X. & Martinez, A. 2005. *Distribuição e abundância de Pittosporum undulatum ventenat na ilha do Pico (Açores)*. XII Expedição Científica do Departamento de Biologia. Pico. Rel. Com. Dep. Biol. 34: 235-244.
- Dias, E. 1996. *Vegetação Natural dos Açores – Ecologia e Sintaxomia das Florestas Naturais*. Tese de Doutoramento. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo.
- Geadow, G. M. & Ashton, D. H. 1981. Invasion by *Pittosporumundulatum* of the Forests of Central Vistoria. II Dispersal, germination and establishment. *Aust. J. Bot.* 29: 705-720.
- Gleadow, G. M. 1982. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the Forests of Central Victoria. II Dispersal, germination and establishment. *Aust. J. Bot.* 30: 185-198.

- Goodland, T. J. & Healey, R. 1996. *The invasion of Jamaican montaine rainforest by the Australian tree Pittosporum undulatum*. School of Agricultural and Forest Sciences. University of Wales. Bangor. pp. 54.
- Goodland, T. J. & Healey, R. 1997. *The effect of Pittosporum undulatum on the native vegetation of the Blue Mountains of Jamaica*. School of Agricultural and Forest Sciences. University of Wales. Bangor.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. pp. 210-213.
- Marchante, E. & Marchante, H. 2005. www.uc.pt/invasoras
- Melo, M. 2000. *Caracterização Ecológica e Estado de Conservação do Mistério do Fogo*. Universidade dos Açores. Departamento de Ciências Agrárias. pp. 2-6.
- Moniz, J. & Silva, L. 2003. Impacto f *Clethra* arbórea Aiton (Clethraceae) in a Special Protection Area of São Miguel Island, Azores. *Arquipélago. Life and Marine Sciences*. 20.^a: 37-46.
- Richardson, D. M. & Brink, M. P. 1985. Notes on *Pittosporum undulatum* in the south-western cape. Veld and Flora. Pp. 71-77. In: Goodland, T. J. & Healey, R. 1997. *The effect of Pittosporum undulatum on the native vegetation of the Blue Mountains of Jamaica*. School of Agricultural and Forest Sciences. University of Wales. Bangor.
- Silva, L. F. 2001. *Plantas Vasculares Invasoras no Arquipélago dos Açores. Caracterização geral e estudo de um caso: Clethra arborea Aiton (Clethareae)*. Tese de Doutoramento. Departamento de Biologia. Universidade dos Açores. Ponta Delgada.
- Silva, L. F. & Smith, C. W. 2004. A characterization of the non-indigenous flora of the Azores Archipelago. *Biological Invasions* 6: 193-204.
- Silva, L. & Smith, C. W. 2005. A quantitative approach to the study of non-indigenous plants: a example from the Azores Archipelago. *Biodiversity and Conservation* 15: 1661-1679.
- Silva, L., Moura, M., Schaefer, H., Rumsey, F. & Dias, E. F. 2010. Lista das Plantas Vasculares. In: Borges, P. A. V., Costa, A., Cunha, R., Gabriel, R., Gonçalves, V., Martins, A. F., Melo, I., Parente, M., Raposeiro, P., Rodrigues, P., Santos, R. S., Silva, L., Vieira, P. & Vieira, V. (eds) *Listagem dos organismos terrestres e marinhos dos Açores*. Pp. 117-146. Princípiã. Cascais. 432 pp.

Sjogren, E. 1973. Recent changes in the vascular flora and vegetation of the Azores Islands. *Memórias da Sociedade Broteriana*. 22: 1-113.

Ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. 1998. *CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for canonical community ordination (version 4.0)*. Microcomputer Power. Ithaca. New York. EUA.

Vitousek, P. M. & Walker, L. R. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation ecosystem effects. *Ecological Monographs* 59: 247-265.

Williamson, M. 1996. Biological invasions. Chapman & Hall. London. UK. In: Lockwood, J. L.; Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. pp. 2-79.

4. Erradicação de *Pittosporum undulatum* em parcelas experimentais

4.1. Introdução

A erradicação e controlo de espécies invasoras são considerados componentes vitais à conservação, restauro e gestão de muitos ecossistemas nativos (Plentovich et al. 2010).

Depois da prevenção, a próxima prioridade é erradicar as espécies invasoras existentes, onde for possível. Os objectivos da prevenção e erradicação estão incorporados na Convenção para a Diversidade Biológica das Nações Unidas, onde os estados participantes nesta Convenção deverão: “prevenir a introdução de, controlar ou erradicar, as espécies alienígenas que ameacem ecossistemas, habitats ou espécies” (Clout & Veitch, 2002).

Com um bom planeamento, técnicas adequadas e esforços sustentáveis, é agora, possível erradicar muitos tipos de espécies invasoras, especialmente nas primeiras etapas de uma invasão ou onde uma população está confinada a uma ilha ou habitat limitado (Clout & Veitch, 2002).

Inverter a maré da invasão biológica através da erradicação de espécies invasoras pode trazer benefícios substanciais para a conservação da biodiversidade, aumentando as oportunidades para a restauração ecológica e a reintrodução de espécies ameaçadas. Pode também, trazer benefícios económicos removendo permanentemente as causas de prejuízos infligidos às culturas, gado ou biodiversidade nativa, e evitando a necessidade de um controlo permanente. O controlo sustentável de espécies invasoras poderá envolver o uso permanente de produtos tóxicos, trazendo um prejuízo ambiental maior (Clout & Veitch, 2002).

Segundo Clout & Veitch (2002) as condições para que haja sucesso na erradicação de uma espécie invasora são:

- Um planeamento adequado das tarefas a realizar;
- Um compromisso de chegar ao fim do objectivo;
- Pôr em risco toda a população da espécie invasora a erradicar;
- Remover a espécie mais depressa do que ela se reproduza;
- Prevenir uma re-invasão.

A adicionar a todas estas condições está o apoio necessário a ter da população local e a habilidade de demonstrar os benefícios do programa de erradicação (Clout & Veitch, 2002).

As qualidades que são desejadas num processo de controlo manual de plantas invasoras são: que seja eficiente numa relação custo-benefício e que tenha um impacto mínimo no meio ambiente e nos operários. Tendo em conta os vários meios físicos e químicos que existem de erradicação de indivíduos de *P. undulatum*, Goodland & Healey (1997) referem os seguintes: monda de plântulas e juvenis; corte dos indivíduos maiores, com e sem aplicação de herbicida; anelamento dos indivíduos de grande porte, com e sem a aplicação de herbicida; injeção de herbicida em buracos feitos nos troncos e remoção da casca da base dos troncos. Outros métodos não manuais de controlo do *P. undulatum* são: o uso de fogo controlado ou o controlo biológico, com predadores ou doenças que possam matar ou danificar gravemente os indivíduos da espécie *P. undulatum*, estes métodos já foram usados na Austrália, mas não são recomendados, o fogo porque traz como consequência a erosão do solo e perda de fertilidade por oxidação e volatilização e o controlo biológico porque há o risco de os agentes introduzidos ataquem as espécies nativas ou as espécies com importância económica (Goodland & Healey, 1997).

O glifosato foi um dos herbicidas utilizados nas experiências feitas na Jamaica por Goodland & Healey (1997), é amplamente utilizado, eficaz na erradicação da maioria das plantas dicotiledoneas e relativamente seguro para os seres humanos e para o meio ambiente (Goodland & Healey, 1997).

Quando se opta por erradicar indivíduos de grande porte, na tentativa de restaurar uma comunidade de vegetação nativa tem que se ter especial atenção à possível formação de clareiras, porque as espécies não-nativas têm melhores condições de tirar vantagem de uma situação de clareira. Depois da abertura de clareiras numa floresta a subsequente chuva de sementes e estabelecimento de plantas pode depender de como esta clareira foi criada (Loh & Daehler, 2008). Imediatamente após a criação da clareira, a disponibilidade de luz e as amplitudes de temperatura do ar e do solo aumentam. O grau em que estas mudanças podem ocorrer e o resultado de espécies que se estabeleceram no local depende do tamanho e gravidade do distúrbio causado (Cabin et al. 2002; Loh & Daehler, 2008). Estudos efectuados noutros locais mostram que o modo como se removem as invasoras pode influenciar os padrões de estabelecimento das próximas espécies.

Este capítulo tem como objectivo avaliar as consequências da eliminação de *P. undulatum* na flora nativa e invasora, esta avaliação fornecerá elementos que permitirão orientar o processo de controlo desta espécie invasora, contribuindo, assim, para um plano de gestão adequado. O conjunto de parcelas experimentais a

implementar constituirão a base para a monitorização da resposta da vegetação nativa à remoção da principal espécie invasora.

4.2. Metodologia

Foram implementadas 16 parcelas experimentais de 100 m² (10 x 10 m) cada, em zonas com densidades baixa, média e alta e bosque de *P. undulatum*, duas para cada uma destas situações, adaptando a metodologia usada em Mascaro et al. (2008). Durante a segunda semana de Janeiro de 2010, foram removidas manualmente as plântulas e juvenis de *P. undulatum* e cortados os indivíduos adultos desta espécie em 8 destas parcelas. Neste trabalho os métodos usados foram a monda dos juvenis e o corte dos indivíduos adultos de grande e pequeno porte, depois do corte foi pincelado (no seu estado puro) o herbicida “Piton verde” (1 litro), solução concentrada com 360 g/l ou 31% (p/p) de glifosato. As restantes 8 parcelas serviram para controlo. Todas as parcelas experimentais foram devidamente assinalados e marcadas com as suas coordenadas, densidade (BD, MD, AD ou B) e controlo (CL) ou corte (CT).

Foi calculado o biovolume da copa dos indivíduos eliminados, tendo como base a fórmula usada em Dias (1996): $Bv = (\pi \times r^2) \times h$, onde Bv é o biovolume, r e h são, respectivamente, o raio e a altura da copa de cada indivíduo.

Em cada uma das oito parcelas de corte e das oito parcelas de controlo foi feita uma estimativa da percentagem absoluta de cobertura das espécies: *Juniperus brevifolia*, *Erica azorica*, *Pittosporum undulatum*, *Polygonum capitatum*, *Rubus ulmifolius*, *Hedychium gardnerianum* e *Myrica faya*. Foram também contabilizados os indivíduos mortos e débeis de *Juniperus brevifolia*, *Erica azorica* e *Myrica faya*. Para averiguar se existiam ocorrências significativamente diferentes de indivíduos débeis e mortos nos quatro níveis de densidade (baixa, média, alta densidade e bosque), foi utilizado o teste Qui-quadrado.

As parcelas foram monitorizadas, seis meses depois, para verificação do aparecimento de novas plântulas e de rebentos vegetativos nos adultos cortados. Para tal, foram contabilizados, nas parcelas de corte e controlo, o número de plântulas e juvenis de *Juniperus brevifolia*, *Erica azorica*, *Pittosporum undulatum*, *Rubus ulmifolius* e *Hedychium gardnerianum* e o número de adultos de *P. undulatum* cortados que tinham rebentos vegetativos. Para

averiguar as plântulas germinadas na Primavera de 2010 nas parcelas de corte e controlo nos quatro níveis de densidade acima referidos também foi utilizado o teste Qui-quadrado.

As parcelas experimentais acima referidas servirão para acompanhar a evolução da vegetação a longo prazo (fora do âmbito deste trabalho), os dados recolhidos relativamente à presença de juvenis (Anexo 3) permitiram perceber qual a taxa de sobrevivência das espécies contabilizadas.

4.3. Resultados

Tabela 4.1 – Biovolume de *P. undulatum* cortado nas parcelas experimentais.

Densidade	Sítios de Corte	biovolume (m ³)
Alta	Q1	111,73
Média	Q2	41,87
Baixa	Q3	1,26
Baixa	Q4	13,35
Bosque	Q5	289,87
Média	Q6	49,12
Bosque	Q7	331,49
Alta	Q8	75,64
	Total	914,33

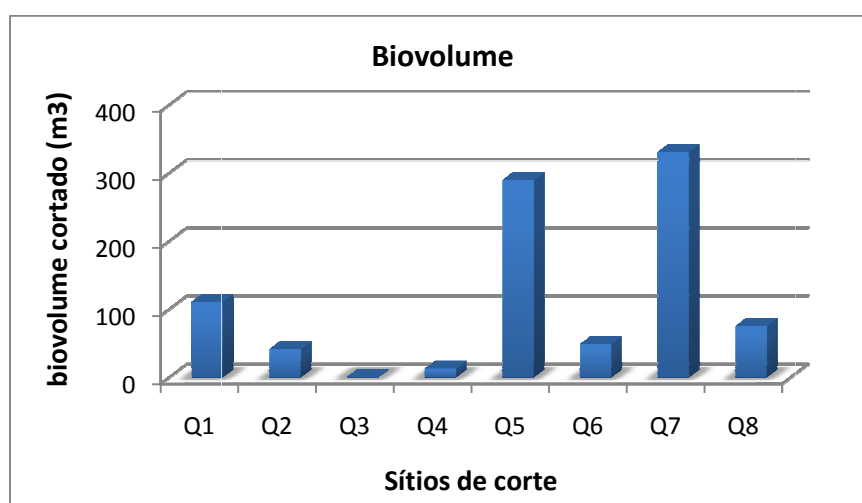


Figura 4.1 – Gráfico relativo ao biovolume de *P. undulatum* cortado nas parcelas experimentais.

Na tabela 4.1 e figura 4.1 podemos observar a quantidade de biovolume cortada nas parcelas experimentais de corte, a quantidade total foi de 914,33 m³. Os valores de biovolume mais elevados foram nas parcelas de bosque com o total de 621,36 m³ e na alta densidade com 187,37 m³.

Tabela 4.2 – Número total de indivíduos mortos nos sítios de corte e de controlo em baixa, média, alta densidade (BD, MD, AD) e bosque (B). Valores em negrito (bold) indicam diferenças significativas (Qui-quadrado; P<0,05).

Espécies	BD	MD	AD	B
<i>Juniperus brevifolia</i>	3	13	0	21
<i>Erica azorica</i>	1	9	2	19
<i>Myrica faya</i>	0	1	0	2

Tabela 4.3 - Número total de indivíduos débeis nos sítios de corte e de controlo em baixa, média, alta densidade e bosque. Valores em negrito (bold) indicam diferenças significativas (Qui-quadrado; P<0,05).

Espécies	BD	MD	AD	B
<i>Juniperus brevifolia</i>	1	3	0	40
<i>Erica azorica</i>	0	3	0	19
<i>Myrica faya</i>	0	2	0	7

Na tabela 4.2 podemos observar o número total de indivíduos mortos nas parcelas de corte e controlo nas situações de baixa densidade (BD), média densidade (MD), alta densidade (AD) e bosque (B). As espécies consideradas foram *Myrica faya*, *Erica azorica* e *Juniperus brevifolia*. A situação de bosque é a que apresenta um número mais elevado de indivíduos mortos de todas as espécies acima referidas, *J. brevifolia* (21), *E. azorica* (19) e *M. faya* (2).

Na tabela 4.3 podemos observar o número total de indivíduos débeis nas parcelas de corte e de controlo nas quatro situações já acima referidas. A situação de bosque é a que apresenta um número mais elevado de indivíduos débeis, 7 de *M. faya*, 19 de *E. azorica* e 40 de *J. brevifolia*, este facto pode ter justificação no ensombramento causado pelas copas de *P. undulatum* já referido anteriormente. A situação de alta densidade não apresenta nenhum indivíduo débil e a justificação para este facto foi observada no campo e descrita acima. A situação de baixa densidade apresenta apenas um indivíduo débil de *J. brevifolia* e a de média densidade, 3 de *J. brevifolia*, 3 de *E. azorica* e 2 de *M. faya*, também não conhecemos explicação para este facto.

A realização do teste Qui-quadrado para o número total de indivíduos mortos de débeis nas situações corte e controlo, mostrou uma diferença significativa ($P < 0,05$) para todas as espécies (*J. brevifolia*, *E. azorica* e *M. faya*) em todas as situações de diferentes densidades de *P. undulatum* (baixa, média, alta densidade e bosque), excepto para os indivíduos mortos de *M. faya*.

No anexo 4 podemos observar a percentagem média das principais espécies observadas nas parcelas de corte e controlo nas quatro situações: baixa, média, alta densidade e bosque. A espécie mais representativa das parcelas de corte é o *Juniperus brevifolia*, seguida de *Erica azorica*, estas duas espécies estão representadas nas quatro situações. As situações de baixa e de média densidade são as que apresentam mais elevada percentagem de *J. brevifolia*. O *Polygonum capitatum* está presente em todas as situações, mas com uma representatividade quase nula na situação de bosque. A *Myrica faya* também é uma espécie com baixa representatividade excepto para a situação de bosque nas parcelas de corte. As outras espécies: *Rubus ulmifolius* e *Hedychium gardnerianum* fazem-se representar em todas as situações de densidade, embora com percentagens menos representativas, à excepção de *R. ulmifolius* na situação de bosque, que na situação de alta densidade (controlo) e bosque (corte), apresenta uma percentagem média de 17,5%. Nas parcelas de controlo o *Pittosporum undulatum* vai aumentando de percentagem média à medida que vai aumentando.

Tabela 4.4 – Média do número de plântulas contabilizadas nas parcelas experimentais de corte (CT) e controlo (CL) nas situações baixa, média, alta densidade e bosque. Valores em negrito (bold) indicam diferenças significativas (Qui-quadrado; $P < 0,05$).

	Baixa densidade		Média densidade		Alta densidade		Bosque	
Espécies	CT	CL	CT	CL	CT	CL	CT	CL
<i>Juniperus brevifolia</i>	12	18	38	13	25	5	17	3
<i>Erica azorica</i>	19	43	12	2	6	3	0	0
<i>Pittosporum undulatum</i>	25	43	21	16	11	20	12	4
<i>Rubus ulmifolius</i>	13	10	27	2	170	17	355	4
<i>Hedychium gardnerianum</i>	0	0	4	1	1	1	3	3

A tabela 4.4 permite-nos observar a média do número de plântulas contabilizadas nas parcelas de corte (CT) e controlo (CL) nas situações de baixa, média, alta densidade e bosque. A média do número de plântulas nas parcelas de corte é mais elevada para *R. ulmifolius*, principalmente nas situações de bosque e de alta densidade, no primeiro cerca de 355 plântulas e no segundo 170. O *P. undulatum* apresenta uma média mais elevada de plântulas nas situações de baixa densidade. A *E. azorica*, é a única espécie onde não foram contabilizadas plântulas

na situação de bosque. *H. gardenarium* é a espécie com menos número de plântulas contabilizadas, 0 na situação de baixa densidade e 3 na situação de bosque. Podemos também observar que o número médio de plântulas de *E. azorica* contabilizadas nas parcelas de corte e controlo na situação de bosque é de zero.

Tabela 4.5 – Percentagem de rebentamentos ocorridos nos indivíduos cortados nas parcelas experimentais.

Sítios de Corte	% indivíduos com rebentos	% indivíduos sem rebentos
Alta densidade	47,5	52,5
Média densidade	44	56
Baixa densidade	69,23	30,77
Bosque	25	75
Total	44,9	55,1

Podemos verificar que os indivíduos cortados nos sítios de prova de baixa densidade apresentam a mais elevada percentagem de rebentamentos nas toijas, 69,23%, relativamente aos sítios com média e alta densidade e bosque (tabela 4.5), nos sítios de bosque a percentagem de indivíduos sem rebentamento é mais elevada do que as dos indivíduos com rebentamentos (75% de indivíduos sem rebentamentos e 25% de indivíduos com rebentamentos). Nos sítios de média e alta densidade a diferença entre as percentagens de rebentamentos e não rebentamentos não é acentuada, porque em ambos os casos os indivíduos cortados eram de porte médio, nos sítios de alta densidade o n.º de indivíduos cortados foi superior.

4.4. Discussão

Podemos concluir que as situações de bosque de *P. undulatum* levam à debilidade e posterior morte dos indivíduos de *J. brevifolia*, *E. azorica* e *Myrica faya*, pois o *P. undulatum* atinge rapidamente alturas de 5 a 7 metros, ensombrando as outras espécies em seu redor. O *P. undulatum* quando já se encontra com percentagens de cobertura elevadas e com indivíduos adultos de grande porte acaba por substituir por completo a vegetação nativa e alterar funções nos ecossistemas (Vitousek et al. 1996).

A média do número de plântulas nas parcelas de corte é mais elevada para *R. ulmifolius*, principalmente nas situações de bosque e de alta densidade, no primeiro cerca de 350 plântulas e no segundo 170, esta situação deve-

se a uma maior disponibilidade de luz e a um aumento de temperatura do solo causada pelo corte do *P. undulatum*, que permitiu a germinação das sementes de *Rubus* que se encontravam no solo (Loh & Daehler, 2008).

A realização do Qui-quadrado para a média de plântulas nas situações corte e controlo, mostrou uma diferença significativa ($P < 0,05$) para as plântulas da espécie *P. undulatum* no corte e controlo das situações (baixa densidade e bosque), para a espécie *J. brevifolia* aparece também uma diferença significativa nas situações de corte e controlo de média e alta densidade e bosque, a média de plântulas de *E. azorica*, apenas apresenta uma diferença significativa para as situações de corte e controlo na baixa e média densidade e *R. ulmifolius* apresenta uma diferença significativa nas situações de corte e controlo na média e alta densidade e bosque. A espécie *H. gardnerianum* não apresenta diferenças significativas em nenhuma destas situações.

Os resultados de zero plântulas de *E. azorica* contabilizadas nas parcelas experimentais de corte e controlo na situação de bosque indicam que, provavelmente, o banco de sementes desta espécie já se encontra esgotado há muitos anos, devido a uma ausência prolongada de indivíduos adultos e por dificuldades de dispersão de sementes de indivíduos de fora para o local.

Podemos assim concluir que os sítios do bosque de *P. undulatum* encontrados na Malha Grande são maioritariamente constituídos por esta espécie, e que uma intervenção nestes sítios abrirá clareiras consideráveis que poderão provocar o aparecimento de outras espécies não desejáveis (Loh & Daehler, 2008).

Também se verifica que os indivíduos cortados mais propensos a rebentação (apesar da aplicação do herbicida), são os mais novos devido à sua mais elevada capacidade de regeneração, os indivíduos mais velhos e de portes maiores apresentam uma grande dificuldade de regeneração. Num dos sítios de bosque verificou-se o rebentamento vigoroso de quatro troncos cortados, apesar de não estarem ligados ao solo por qualquer tipo de raiz.

Com estes dados podemos verificar que o *P. undulatum* tem uma elevada capacidade de regeneração em relação às espécies nativas do local em estudo, o que lhe confere uma grande vantagem na competição pelo espaço e pela luz, prejudicando assim espécies como *E. azorica* e *J. brevifolia*, que depois de cortados ou partidos pelo vento não apresentam capacidade de regeneração. Podemos também concluir que o herbicida aplicado não foi completamente eficaz na erradicação de indivíduos desta espécie, principalmente nos indivíduos adultos mais jovens (Goodland & Healey, 1997).

4.5. Bibliografia

- Cabin, R. J., Lorence, D. H., Cordell, S. & Hadway, L. J. (2002). Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. *Biol Conserv* 104: 181-190.
- Clout, M. N. & Veitch, C. R. 2002. *Turning the tide of biological invasion: the potential for eradicating invasive species*. Centre for Invasive Species Research, SGES. University of Auckland. New Zealand.
- Goodland, T. & Healey, J. R. 1997. *The control of the Australian tree Pittosporum undulatum in the Blue Mountains of Jamaica*. School of Agricultural and Forest Sciences. University of Wales. Bangor.
- Loh, R. K. & Daehler, C. C. 2008. Influence of woody invader control methods and seed availability on native and invasive species establishment in a Hawaiian forest. *Biol Invasions* 10:805-819.
- Plentovich, S., Eijzena, J., Eijzena, H. & Smith, D. 2010. Indirect effects of ant eradication efforts on offshore islets in the Hawaiian Archipelago. *Biol Invasions*. Springer.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L. & Westbrooks, R. 1996. Biological invasions as a global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478.

5. Conclusões finais

Os dados recolhidos durante este estudo permitem-nos ver que os indivíduos mais jovens de *P. undulatum* têm uma grande capacidade de regeneração mesmo depois de terem sido cortado e de terem sofrido a aplicação de uma herbicida, mas os adultos de grande porte não possuem esta capacidade, na maioria dos casos. As sementes desta espécie germinam em grande número em situações abertas e de luz, o que facilita trabalho de prevenção, pois estas zonas são mais acessíveis e com maior visibilidade.

O *P. undulatum* quando atinge a idade adulta e grandes portes cria uma situação de bosque. Nestas situações a diversidade de espécies é muito baixa, pois o ensombramento da sua copa provoca a debilidade e morte de espécies como a *E. azorica* e o *J. brevifolia*. As únicas espécies que parecem não sofrer com estas situações são *Dryopteris azorica*, *Dryopteris aemula*, *Blechnum spicant* e *Sibthorpia europea*.

Nos locais mais abertos de baixa e média densidade de *P. undulatum*, espécies como o *Polygonum capitatum* e *Lysimachia azorica* são comuns de se encontrar, a primeira em grandes quantidades e a demonstrar um comportamento invasor cobrindo todos os espaços do solo que não estejam ensombrados, perante esta situação poderá tornar-se difícil a germinação das endémicas *J. brevifolia* e *E. azorica*, que além de terem de competir pela luz têm também de competir pelo espaço.

Após o corte dos indivíduos adultos e de grande porte de *P. undulatum* nas situações de bosque, verificou-se uma germinação extraordinária de plântulas de *R. ulmifolius*, o que indica claramente que a abertura de clareiras, mesmo que não sejam de grandes dimensões, provoca a germinação desta espécie, que é também considerada invasora.

Como se pode observar com os dados recolhidos o *P. undulatum* está a causar grande impacte na riqueza forística e na abundância de espécies nativas do local da Malha Grande, reduzindo-as e provocando uma grande limitação na regeneração das espécies *J. brevifolia* e *E. azorica*. O *P. undulatum* continua a mostrar um grande potencial invasor e uma grande capacidade de alterar a estrutura e constituição da paisagem, no caso da Malha Grande já se pode observar uma alteração no processo de sucessão primária e uma substituição gradual dos matos de Cedro e de Cedro-Vassoura por bosques de *P. undulatum*.

Este trabalho permitirá uma futura monitorização do local de estudo, pois as parcelas experimentais encontram-se devidamente assinaladas e os dados delas retirados encontram-se disponíveis para consulta e servirão para o acompanhamento da evolução da vegetação bem como para perceber qual a taxa de sobrevivência entre os juvenis contados.

6. Propostas para um plano estratégico de controlo de *Pittosporum undulatum*

A gestão de invasoras lenhosas assenta num processo continuado, que visa determinar a extensão real da invasão no local em causa e ponderar as melhores estratégias de intervenção face aos recursos disponíveis. A recolha de informação descritiva sobre o local, a identificação das espécies invasoras, o grau de invasão e o delineamento das estratégias de gestão a implementar deverão ser elementos a constar de um Plano de Gestão de Invasoras Lenhosas. Estas estratégias de gestão deverão decorrer concertadamente, pois será da sua implementação conjunta que irá resultar um controlo das invasoras a médio e a longo prazo.

As principais etapas de um plano estratégico de controlo de *P. undulatum* deverão ser:

1. Mapear e estimar o número de indivíduos da(s) espécie(s) invasora(s), nas áreas já afectadas e estimar o seu impacte;
2. Definir as invasoras prioritárias tendo como base o seu impacte e probabilidades de controlo;
3. Elaborar uma estratégia de gestão;
4. Planear, executar e monitorizar o controlo utilizando métodos de combate físicos, químicos e/ou biológico, tendo em conta a espécie e situação;
5. O processo de controlo deverá passar pelas seguintes etapas:
 - 5.1 Controlo inicial, destinado à redução drástica da densidade da infestação, através da erradicação;
 - 5.2 Controlo subsequente, destinado à eliminação das plântulas originadas a partir dos propágulos existentes no solo;
 - 5.3 Controlo de manutenção, com o objectivo de manter baixas densidades de infestação;
6. Formar as pessoas que irão ser envolvidas no processo de controlo e monitorização;
7. Restaurar as zonas invadidas com espécies nativas;
8. Fazer a monitorização constante da zona intervencionada;
9. Fazer a prevenção, através da monitorização constante de áreas que ainda não se encontram afectadas;
10. Informar e sensibilizar a população em geral sobre espécies invasoras existentes e suas desvantagens económicas e ambientais;

O controlo diz respeito à aplicação de métodos destinados à eliminação de invasoras já estabelecidas num local, de acordo com uma prioridade que é determinada em função dos impactos actuais e potenciais da espécie

sobre os objectivos da gestão. As intervenções de controlo devem ser faseadas e escalonadas ao longo de um período de combate.

É necessário ter em conta que a eliminação do *P. undulatum* não poderá deixar clareiras de médias ou de grandes dimensões, para que não germinem outras espécies indesejadas, por este facto o *P. undulatum* não deverá ser eliminado pela modalidade de corte raso, mas sim com cortes alternados e selectivos. A eliminação de plântulas e juvenis pequenos deverá ser feita manualmente, para haver uma total remoção da raíz.

Durante as etapas de controlo irão ser removidos indivíduos de *P. undulatum* de pequeno e grande porte, segundo um estudo feito por Goodland & Healey (1997) na Jamaica, a remoção de plântulas e juvenis até 2 metros de altura leva aproximadamente 10 a 20 segundos por indivíduo, o corte de indivíduos com alturas superiores a 2 metros demora cerca de 20 a 80 segundos por indivíduo e a aplicação de herbicida nas toijas dos indivíduos cortados está estimada em cerca de 30 a 70 segundos. Tendo em conta os valores médios destas operações, 15, 50 e 50 segundos respectivamente, podemos calcular o tempo que leva a um operário a remoção de *P. undulatum* em, por exemplo, 1 hectare. Segundo os dados recolhidos durante as operações de corte nas parcelas experimentais, podemos considerar que um hectare poderá ter cerca de 2238 imaturos ou 1212 adultos. Para proceder à eliminação de 1 hectare de imaturos, sem aplicação de herbicida, o tempo a dispor seria de cerca de 9 horas. Para a eliminação de 1 hectare de adultos, com aplicação de herbicida, o tempo a dispor seria cerca de 842 horas, ou seja, 105 dias de trabalho com 8 horas cada. A eliminação de 1 hectare de *P. undulatum* adulto feita por dois operários durante cerca de 53 dias custaria cerca de 3 392 € (a pagar a cada operário, a 8 € por hora).

O *P. undulatum* retirado destes locais poderá ser utilizado para aproveitamento energético através da queima ou a madeira dos indivíduos adultos vendida às serrarias que costumam equiparar o preço do pé desta madeira serrada ao preço da madeira de sapel (4€ + IVA). Um pé de madeira serrada equivale a 0,00236 m³.

A educação e sensibilização ambiental das populações para as desvantagens das espécies invasoras e riscos da sua introdução é uma grande parte da estratégia de prevenção, uma vez que a participação do público em geral é essencial à prevenção e controlo das invasões biológicas. A criação em todas as ilhas de Parques Naturais é uma ferramenta essencial na educação e sensibilização do público neste assunto é uma mais-valia para uma boa aplicação de um plano gestor de invasoras

A gestão relativa ao *P. undulatum* irá exigir que se realize um levantamento e mapeamento exaustivo das áreas afectadas, tendo como prioridade as áreas afectadas dentro dos Parques naturais de Ilha, para que se possa

elaborar um Plano de coordenação a nível regional, com controlo selectivo, restauro das comunidades afectadas e uma utilização económica rentável do *P. undulatum* eliminado.

6.1. Bibliografia

Goodland, T. & Healey, J. R. 1997. *The control of the Australian tree Pittosporum undulatum in the Blue Mountains of Jamaica*. School of Agricultural and Forest Sciences. University of Wales. Bangor.

Anexos

Anexo 2

Espécies	Classificação
<i>Juniperus brevifolia</i>	endémica
<i>Pittosporum undulatum</i>	naturalizada
<i>Myrica faya</i>	nativa
<i>Erica azorica</i>	endémica
<i>Calluna vulgaris</i>	nativa
<i>Myrsine retusa</i>	nativa
<i>Vaccinium cylindraceum</i>	endémica
<i>Dryopteris azorica</i>	endémica
<i>Christella dentata</i>	naturalizada
<i>Blechnum spicant</i>	nativa
<i>Dryopteris aemula</i>	nativa
<i>Asplenium onopteris</i>	nativa
<i>Prunella vulgaris</i>	duvidosa
<i>Fragaria vesca</i>	duvidosa
<i>Sibthorpia europea</i>	nativa
<i>Hedychium gardnerianum</i>	naturalizada
<i>Rubus ulmifolius</i>	naturalizada
<i>Polygonum capitatum</i>	naturalizada
<i>Umbilicus rupestris</i>	nativa
<i>Hypericum unifusum</i>	nativa
<i>Hypericum foliosum</i>	endémica
<i>Plantanthera micrantha</i>	endémica
<i>Elaphoglossum semicylindricum</i>	macaronésia
<i>Hymenophyllum tunbrigense</i>	nativa
<i>Lysimaicha azorica</i>	endémica
<i>Lobelia urens</i>	naturalizada
<i>Euphorbia lathyris</i>	casual
<i>Luzula purpureosplendens</i>	endémica
<i>Culcita macrocarpa</i>	nativa
<i>Dryopteris Crispifolia</i>	endémica
<i>Potentilla anglica</i>	nativa
<i>Pteridium aquilinum</i>	nativa
<i>Geranium robertianum</i>	naturalizada

Anexo 3

Tabela – Média do número de juvenis contabilizadas nas parcelas experimentais de corte e controlo nas situações baixa, média, alta densidade e bosque.

Espécie	Média do número de juvenis							
	Baixa densidade		Média densidade		Alta densidade		Bosque	
	Corte	Controlo	Corte	Controlo	Corte	Controlo	Corte	Controlo
<i>Juniperus brevifolia</i>	18,5	18	27	22	24,5	10	0,5	0
<i>Erica azorica</i>	37,5	27	36,5	22	30	19	0	0
<i>Pittosporum undulatum</i>	0	14,5	0	8	0	6,5	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	32,5	26	20	9	40,5	19,5	59,5	0,5
<i>Hedychium gardnerianum</i>	0	0	3,5	3,5	0	1	0,5	0,5

Anexo 4

Tabela – Percentagem média de espécies encontradas nas parcelas experimentais de corte e controlo nas situações de baixa, média, alta densidade e bosque.

Espécie	Percentagem média							
	Baixa densidade		Média densidade		Alta densidade		Bosque	
	Corte	Controlo	Corte	Controlo	Corte	Controlo	Corte	Controlo
<i>Juniperus brevifolia</i>	55	57,5	47,5	50	30	22,5	40	40
<i>Erica azorica</i>	40	32,5	22,5	10	25	17,5	7,5	10
<i>Pittosporum undulatum</i>	0	10	0	47,5	0	77,5	0	77,5
<i>Polygonum capitatum</i>	45	30	5	25	20	17,5	0	0,5
<i>Rubus ulmifolius</i>	1,5	1	1	1	7,5	17,5	17,5	20
<i>Hedychium gardnerianum</i>	0,5	0,5	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5
<i>Myrica faya</i>	5	5	0	2,5	0	0	12,5	0,5